

# VESIHALLITUKSEN MONISTESARJA

1982: 118


ASUMAJÄTEVESIEN TYPEN POISTON VAIKUTUS  
VESIEKOSYSTEEMIN TYPPITALOUTEEN  
Esitutkimus

Eeva-Riitta Yrjänä,

Kaarle Kenttämies

ja

Lea Kauppi





~~A-1~~  
~~VESIHALLI-~~  
~~TUKSEN~~

V E S I H A L L I T U K S E N   M O N I S T E S A R J A

1982: 118

ASUMAJÄTEVESIEN TYPEN POISTON VAIKUTUS  
VESIEKOSYSTEEMIN TYPPITALOUTEEN  
Esitutkimus

Eeva-Riitta Yrjänä,

Kaarle Kenttämies

ja

Lea Kauppi



Vesihallitus  
Helsinki 1982



# S I S Ä L L Y S

sivu

## ESIPUHE

1	JOHDANTO	6
2	TUTKIMUSALUE	6
3	MENETELMÄT	7
3.1	Esikoe	7
3.2	Jätevesilisäykset	3
3.3	Näytteenotto	10
3.4	Tutkitut parametrit	11
3.5	"in situ" -koe	12
4	TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	12
4.1	Esikoe	
4.11	Fosfori ja typpi	12
4.12	Perustuotanto	18
4.13	pH ja näkösyvyys	18
4.14	Levätestit	18
4.15	Sinileväbiomassa ja typensidonta	18
4.2	"in situ" -koe	21
4.3	Jätevesikokeet	24
4.31	Lisätyt jätevedet	24
4.32	Fosfori ja typpi	25
4.33	Perustuotanto	32
4.34	pH ja näkösyvyys	32
4.35	Levätestit	34
4.36	Sinileväbiomassa ja typensidonta	34
5	JOHTOPÄÄTÖKSET	39
5.1	Tutkimusmenetelmä	39
5.2	Tutkimustulokset	40
6	TIIVISTELMÄ	40
	KIRJALLISUUS	



## E S I P U H E

Vesientutkimuslaitoksen tutkimusohjelmaan otettiin vuonna 1981 projekti "Asumajätevesien typen poiston vaikutus vesiekosysteemin typpitalouteen (proj. 206)". Kaksivuotiseksi tarkoitettusta projektista toteutettiin v. 1981 esikokeet, joissa selvitettiin eri tutkimusmenetelmien sopivuutta.

Tutkimus toteutettiin yhteistyössä vesihallinnon ja Lahden kaupungin elintarvikelaboratorion kanssa. Lahden kaupungin elintarvikelaboratorio hoiti pääosin käytännön järjestelyt, näytteenoton ja analysoinnin. Helsingin vesipiirin vesitoimisto teki osan vesianalyyseistä sekä levätestit. Vesihallituksen vesiensuojelutoimisto luovutti projektin käyttöön tutkimusapulaisen. Vesientutkimuslaitoksen teknillisestä tutkimustoimistosta saatiin asumajätevesien typenpoistoon sopiva koepuhdistamo sekä sen käytössä tarvittava teknillinen tieto. Puhdistamo saatiin ilman korvausta sijoittaa Lahden kaupungin Kariniemen jätevedenpuhdistamon tiloihin. Laitteiden asennuksen ja käytön hoiti käytännössä teknillisen lautakunnan alaisen jätevedenpuhdistamon henkilökunta. Tutkimuksen johto, tulosten käsittely ja raportin laadinta kuuluivat vesientutkimuslaitoksen vesitutkimustoimistolle.

Projektin vastuuhenkilöt vesitutkimustoimistossa haluavat lausua kiitoksensa hyvästä yhteistyöstä kaikille tutkimuksen suoritukseen myötävaikuttaneille organisaatioille ja henkilöille. Erityisesti haluamme kiittää MMK Juha Kettoa Lahden kaupungin elintarvikelaboratoriosta ja MMK Riitta Niiniojaa Helsingin vesipiirin vesitoimistosta, jotka myönteisellä suhtautumisellaan mahdollistivat tutkimuksen toteuttamisen. Fil.yo Marjo Kalliolinna teki levätestit Helsingin vesipiirin laboratoriossa. TkL Matti Valve ja TkL Arto Latvala toimivat asiantuntijoina jätevedenpuhdistusta koskevissa asioissa.



## 1 JOHDANTO

Asumajätevesien puhdistuksessa on perinteisesti keskitytty happea kuluttavan kuormituksen ja fosforin vähentämiseen. Monissa tapauksissa tällä ei ole saavutettu tyydyttävää tulosta vesistöissä. Eräissä meneillään olevissa vesioikeudellisissa katselmustoimituksissa onkin vaadittu vähintään varautumista typen poistoon. Kuitenkaan ei tiedetä, mitä seurauksia typen poistolla olisi vesistöissä meidän oloissamme. Kansainvälisessä kirjallisuudessa on esitetty väitteitä ja myös eräitä osoituksia siitä, että typen poisto jätevedessä saisi aikaan molekulääristä typpeä sitovien sinilevien massaesiintymistä (esim. Schindler 1977, Leonardson ja Bengtsson 1978). Siitä, missä laajuudessa tämä ilmiö saattaisi meillä esiintyä, ei ole olemassa tutkimustuloksia.

Koska typenpoiston toteutus on hyvin kallista, ennen siihen ryhtymistä olisi selvitettävä toimenpiteen vesistövaikutukset. Asumajätevesien typenpoistoa ei ole toteutettu yhdessäkään puhdistamossa; sen vuoksi typpitalouden tutkiminen on suoritettava vesistöissä "pilot"-mittakaavaisilla kokeilla. Tässä esitutkimuksessa selvitettiin koealtaiden soveltuvuutta typenpoiston vesistövaikutusten tutkimiseen. Samanaikaisesti jatkettiin vuonna 1980 aloitettuja typen sidonnan mittauksia Lahden Vesijärvellä.

## 2 TUTKIMUSALUE

Kymijoen vesistöön kuuluva Hollolan Vesijärvi sijaitsee Salpausselkien välissä. Se laskee Vääksynjokea ja kanavaa pitkin Etelä-Päijänteeseen. Salmet ja matalikot jakavat järven useisiin altaisiin. Tutkimusalueena oli järven eutrofisin osa, Enonselkä.

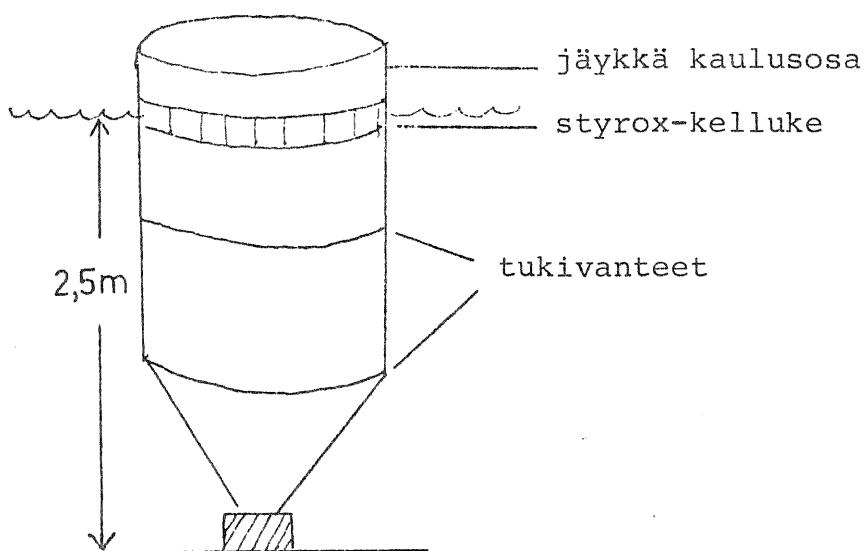
Lahden kaupungin asumajätevedet ovat rehevöittäneet Vesijärveä voimakkaasti. Kaupungin puhdistamattomia ja biologisesti puhdistettuja jätevesiä laskettiin Vesijärveen kuuden vuosikymmenen ajan, vuoteen 1976 asti, jolloin niitä alettiin jättää Porvoonjokeen Vesijärven vedellä laimennettuna.

Järven veden laatu parani selvästi kahtena asumajätevesikuormituksen lopettamisen jälkeisenä vuotena. Sen jälkeen järven toipuminen on hidastunut (Keto 1982). Kesäkerrostuneisuuden aikana Enonselän syvänteessä vallitsee happikato. Viime vuosina kokonaisfosforipitoisuus Enonselällä loppukesällä on vaihdellut 65:stä 79 µg:aan P/l. Keskimääräinen fosforireduktio pohjasedimentistä on n. 18 µg P/l d (Keto 1980). Keväisen kokonaistyyppipitoisuus on ollut vuosina 1977-1980 850 µg N/l.

1960-luvun alussa Enonselän planktonlajisto oli piilevä- ja viherruskolevöpainotteinen, mutta on sittemmin muuttunut sini-levävaltaiseksi (Finni 1979). Oscillatoria agardhii on dominoiva laji. Vuodesta 1979 lähtien heterokystillisten sini-levien määrä on lisääntynyt (Keto 1980).



Typpi oli merkittävin perustuotannon rajoittaja Vesijärvellä lähes koko kasvukauden ajan v. 1979. Myös v. 1980 saatiin samansuuntaisia tuloksia minimiravinmäärityksissä. Kesällä 1980 mitattiin Vesijärvellä myös molekuläärisen typen sidontaa. Typensidonnan havaittiin olevan merkittävä typenlähde keskikesällä. Saadut arvot olivat selvästi suurempia kuin esim. Helsingin merialueella mitatut (Vuorio ym. 1978, ref. Kanninen ym. 1982).



Kuva 1. Koeallas

### 3 MENETELMÄT

Ravinne- ja jättesililisykset tehtiin polyeteenimuovista valmistettuihin koealtauksiin (kuva 1). Altaiden halkaisija oli 1,20 m, syvyys n. 2,5 m ja vesitilavuus n. 2,5 m<sup>3</sup>.

Koealtaat sijoitettiin Kariniemen satama-altaaseen, jonka maa-valli osittain erottaa Vesijärvestä. Satama-allas valittiin tutkimuspaikaksi, koska se on riittävästi suojassa tuulelta ja aallokolta. Satama-altaan keskisyvyys on n. 3 m, eikä sen vedenlaatu poikennut huomattavasti Enonselän vedenlaadusta.

Koealtaat täytettiin satama-altaan vedellä. Kemikaalilisyksillä suoritetun esikokeen jälkeen altaiden muovit ja vesi vaihdettiin.

#### 3.1 ESIKOE

Esikoe aloitettiin 24.6. lisäämällä koealtauksiin typpi- ja fosforiravinteita (taulukko 1).

Taulukko 1. Esikokeen ravinnelisykset

allas	ravinnelisyys	saavutettu ravinnekonsentraatio ( $\mu\text{g/l}$ ) koealtaissa	
		$P_{\text{tot}}$	$N_{\text{tot}}$
I			
II	0,21 g P (0,84 g $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ )	120	
III	7,56 g N (10,8 g $\text{NH}_4\text{NO}_3$ + 14,4 g $\text{NH}_4\text{Cl}$ )		4700
IV	0,21 g P + 7,56 g N (0,84 g $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ + 10,8 g $\text{NH}_4\text{NO}_3$ + 14,4 g $\text{NH}_4\text{Cl}$ )	120	2900

Fosfori lisättiin polyfosfaattina ( $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ ), koska sen on havaittu pysyvän ortofosfaattia paremmin liuenneena vesifasissa. Fosforia lisättiin niin paljon, että altaan kokonaisfosforipitoisuus ravinnelisyksen jälkeen oli n. 100  $\mu\text{g/l}$  P.

Epäorgaaninen typpi lisättiin  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ :na ja  $\text{NH}_4\text{Cl}$ :na. Vesijärven luontaisen typpiravinnekoostumuksen mukaan typpilisyksen ammonium- ja nitraattitypen suhteeksi valittiin 3 : 1.

Lisättävän typen määrä laskettiin Lahden Kariniemen jätevedenpuhdistamon lähtevän veden ravinnepitoisuuksien avulla. Laskettiin, kuinka paljon ko. jätevettä olisi lisättävä koealtaaseen, jotta fosforipitoisuus altaassa kohoaisi 100  $\mu\text{g/aan/l}$ . Näin arvioidun jätevesimäärän typpipitoisuutta vastaava määrä typpiravinteita lisättiin altaisiin.

Näytteet otettiin heti ravinnelisyksen jälkeen ja 1, 2 ja 3 viikon kuluttua lisäyksestä.

### 3.2 JÄTEVESILISÄYKSET

Varsinainen koe suoritettiin lisäämällä koealtaisiin erityyppisiä jätevesiä ja polyfosfaattia kolme kertaa: 22.7., 12.8. ja 9.9. (taulukko 2). Näytteet altaista otettiin heti lisäyksen jälkeen sekä 1 ja 3 viikon kuluttua.

Lisätty "Kariniemen puhdistamon jätevesi" saatiin sekoittamalla 85 % biologis-kemiallisesti käsiteltyä puhdistamon lähtevää jätevettä ja 15 % esiselkeytettyä jätevettä. Sekoitus vastasi typpipitoisuutensa suhteen paremmin "tyypillistä" biologis-kemiallisesti puhdistettua jätevettä kuin pelkkä Kariniemen puhdistamon lähtevä vesi.

Toinen lisättävä jätevesityyppi (koepuhdistamon suodattamaton vesi) saatiin biologisella nitrifikaatio-denitrifikaatiomenetelmällä typpeä ja rinnakkaissaostuksella fosforia poistavasta koepuhdistamosta. Puhdistamo oli rakennettu vesihallituksen teknillisessä tutkimustoimistossa (Valve 1981) ja sitä käytettiin tekn.lis. Matti Valveen antamien ohjeiden mukaan. Koepuhdistamoon johdettiin Kariniemen esiselkeytettyä jäte-

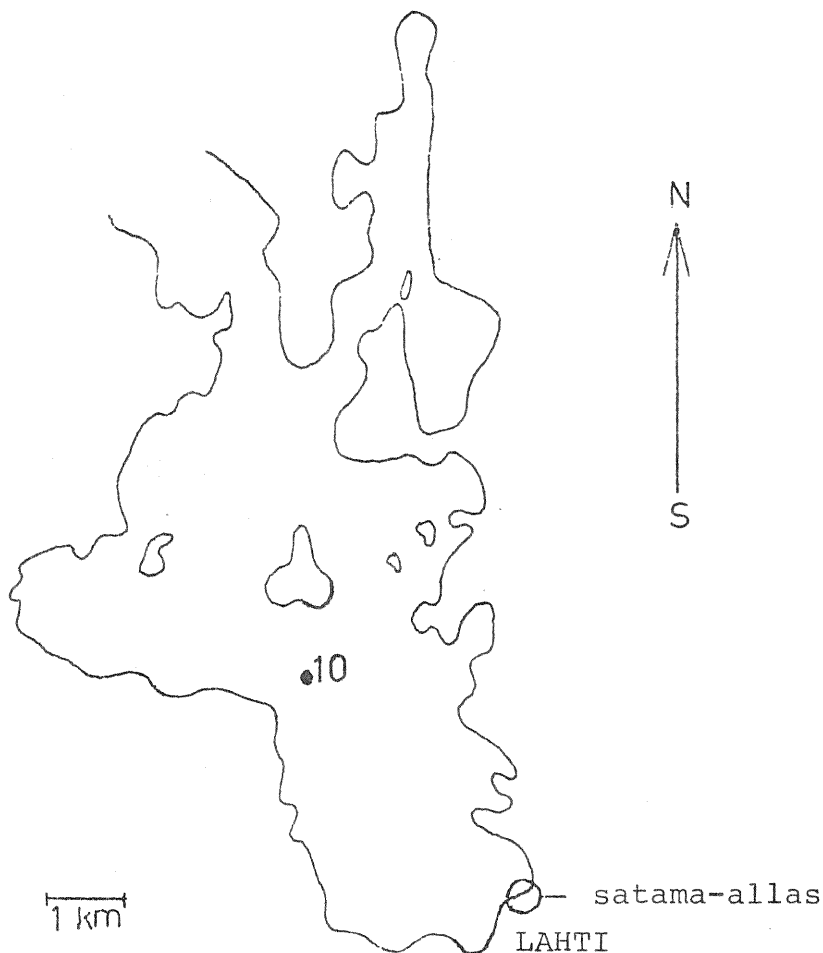
Taulukko 2. Ravinne- jätevesilisäykset.

Lisäyksen ravinnepitoisuus (mg/l) ravinnemäärä (mg) ja lisäyksellä saavutettu ravinnepitoisuus koelaitissa (µg/l)																			
kok N			NH <sub>4</sub> -N			NO <sub>3</sub> -N			NO <sub>2</sub> -N			kok P			PO <sub>4</sub> -P				
mg/l	mg	µg/l	mg/l	mg	µg/l	mg/l	mg	µg/l	mg/l	mg	µg/l	mg/l	mg	µg/l	mg/l	mg	µg/l		
Lisäys 1 22.7.																			
I	-																		
II	1,92 g Na <sub>5</sub> P <sub>3</sub> O <sub>10</sub>												480	120			35		
III	100 l "Kariniemen jätevettä"	8,5	850	1300	0,53	53	170	5,2	520	210	0,54	54	17	0,34	34	70	37		
IV	100 l Suodattamatonta koepuhd. vettä	41	4100	2300	1,8	180	95	17	1700	720	6,2	620	130	7,1	710	260	4,4 440 210		
V	100 l Suodatettua koepuhd. vettä	36	3600	920	1,4	140	120	17	1700	660	5,9	590	190	5,2	520	230	3,2 320 160		
Lisäys 2 12.8.																			
I	-																		
II	0,52 g Na <sub>5</sub> P <sub>3</sub> O <sub>10</sub>												130	210			150		
III	100 l "Kariniemen jätevettä"	18	1800	1500	3,5	350	250	9,0	900	530	0,80	80	48	1,0	100	100	0,52 52 67		
IV	100 l Suodattamatonta koepuhd. vettä	31	3100	1600	4,6	460	270	12	1200	860	0,80	80	50	0,90	90	100	0,60 60 66		
V	100 l Suodatettua koepuhd. vettä	31	3100	1500	1,3	130	66	14	1400	1100	0,61	61	44	0,50	50	76	0,30 30 38		
Lisäys 3 9.9.																			
I	-																		
II	0,56 g Na <sub>5</sub> P <sub>3</sub> O <sub>10</sub>												140	220			130		
III	50 l "Kariniemen jätevettä"	24	1200	1200	5,7	290	210	13	650	370	0,60	30	17	1,4	70	77	47		
IV	50 l Suodattamatonta koepuhd. vettä	28	1400	1700	25	1300	720	0,03	1,5	300	0,03	1,5	50	1,4	70	74	0,9 45 43		
V	50 l Suodatettua koepuhd. vettä																		
	+ 0,40 g Na <sub>5</sub> P <sub>3</sub> O <sub>10</sub>	30	1500	1500	24	1200	460	0,04	2,0	420	0,01	0,5	53	5,7	290	170	2,7 140 110		

vettä, johon oli lisätty ferrosulfaatti.

Kolmantena jätevesityyppinä oli hiekkasuodattimella pikasuodatettu koepuhdistamon jätevesi. Hiekkasuodatin saatiin ko-keeseen vesihallituksen teknillisestä tutkimustoimistosta (Latvala 1980), jossa on tutkittu suodatusta fosforinpoistoa tehostavana menetelmänä.

Koealtaiden lisäksi näytteitä otettiin satama-altaasta ja Vesijärven Enonselän havaintopaikalta 10 (kuva 2).



Kuva 2. Vesijärven Enonselkä

### 3.3 NÄYTTEENOTTO

Koealtaista ja järven havaintopaikoilta otettiin kokoomanäyte Ruttner-tyyppisellä vedennoutimella 0,5 m välein koko vesipatsaasta, havaintopaikalta 10 0-4 m vesikerroksesta. Typensidontamäärittelyä varten otettiin näyte myös 0,2 m syvyydestä.

Eläinplanktonnäytteet siivilöitiin 10 l vesinäytteestä silmäkooltaan 50  $\mu$ m:n haavilla, typensidontanäytteet konsentroi-

tiin satakertaisiksi 25  $\mu\text{m}$ :n planktonhaavilla. Kasvi- ja eläinplanktonnäytteet kestävästi 39 % formaliinilla.

### 3.4 TUTKITUT PARAMETRIT

Jokaisella havaintopaikalla määritettiin näkösyvyys, lämpötila ja valaistus. Lahden kaupungin elintarvikelaboratoriossa näytteistä määritettiin pH, alkaliteetti,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ , sähköjohtavuus, kokonaisfosfori,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , klorofylli a, perustuo-  
tantokyky, sinileväbiomassa, heterokystien lukumäärä ja molekulaarisen typen sidonta, ja Helsingin vesipiirin vesilaboratoriossa kokonaistyyppi,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  sekä minimiravinne ja AGP levätestien avulla. Jätevesien ravinneanalyysit tehtiin Lahden kaupungin elintarvikelaboratoriossa.

Valaistus mitattiin 0,5 m välein koko vesipatsaasta, havaintopaikalla 10 koko valaistusta vesikerroksesta (valaistustittari Li - Cor Li - 185 B).

Lahden kaupungin elintarvikelaboratorion käyttämät analyysimenetelmät on esitetty Malinin ja Mäkisen (1979) julkaisussa, lukuunottamatta alkaliteettia, joka tehtiin standardin SFS 3005 (Suomen standardisoimisliitto 1981) mukaan, ja klorofylli a:ta, joka määritettiin Rydingin (1975) laatiman ohjeen mukaan. Helsingin vesipiirin vesilaboratorion käyttämät analyysimenetelmät on esitetty julkaisussa Vesihallinnon analyysimenetelmät (Vesihallitus 1982).

Heterokystien lukumäärä ja sinileväbiomassat määritettiin laskemalla 625-kertaisella suurennuksella viiden 1 cm pituisen ja 330  $\mu\text{m}$  levyisen sarakkeen kaikki sinilevät ja heterokystit. Levätilavuudet laskettiin Naulapään (1972) esittämien arvojen perusteella. Laskenta tehtiin konsentraateista, joista oli otettu osanäytteet typensidontamäärityksiin. 2 ml satakertaiseksi konsentroitua näytevetä laskeutettiin suoraan laskentakylvetissä. Tiheimmistä näytteistä tehtiin nelinkertainen laimennos.

Typensidontaa mitattiin asetyleeninpelkistysmenetelmällä (Burris 1972, Vuorio 1977). Satakertaiseksi konsentroitua näytevetä injektointiin 5 ml 13 ml:n kokoisiin serum-pulloihin. Jokaisesta näytteestä tehtiin 3 rinnakkaismääritystä sekä sokeakoe, johon lisättiin heti näytteen lisäyksen jälkeen Lugolin liuosta. Kuhunkin pulloon injektointiin 1 ml asetyleenikaasua. Näytepulloja inkubointiin 2 h vakiovalossa ja -lämpötilassa (+ 20 °C, 5000 lux). Inkuboinnin jälkeen pulloihin lisättiin Lugolin liuosta. Muodostuneen etyleenin määrä mitattiin Perkin Elmer F 11 - kaasukromatografilla ja sen rikkouduttua Hewlett Packard 5750 - kaasukromatografilla. Mittauksissa käytettiin vetyliekki-ionisaatiodektektoria ja Porapak N kolonnia. Kantokaasuna käytettiin typpeä, jonka virtausnopeus oli 30 ml/min. Seoskaasun virtausnopeus oli 500 ml/min ja vedyn 32 ml/min. Injektiokammion lämpötila oli + 110 °C, uunin + 75 °C ja dektektorin + 150 °C. Muodostuneen etyleenin määrästä laskettiin vastaava ammoniummoolien määrä jakamalla etyleenimoolien lukumäärä 1,5:llä.

Minimiravinne ja AGP määritettiin levätestein Selenastrum capricornutum ja Anabaena cylindrica levillä. Näytevedet autoklavoitiin (121°C, n. 20 min) ja suodatettiin membraanisuodattimen (0,45 µm) läpi näytteenottopäivänä. Veden ravinnepitoisuudet määritettiin seuraavana päivänä. Kuhunkin kasvatusputkeen mitattiin 30 ml näytevettä. Jokaisesta havaintopaikasta tehtiin seuraavanlainen sarja:

	ravinnelisyys µg/l	
	P	N
kontrolli		
ei lisäystä		
P	31	
N		140
P + N	31	140

Rinnakkaisnäytteitä oli kolme. Koeputkiin ympättiin leviä siten, että Selenastrumin solutiheydeksi tuli 100 solua/ml ja Anabaenan 1000 100 µm:n rihmaa/ml. Kontrollinäytteisiin lisättiin formaliinia heti leväympin jälkeen ja putkia säilytettiin pimeässä. Selenastrum-näytteitä inkuboitiin 14 d 4000 ± 400 lux valaistuksessa ja Anabaena-näytteitä 21 d 3000 ± 300 lux valaistuksessa. Inkubointilämpötila oli 20 ± 2°C.

Selenastrum-levän kasvua seurattiin mittaamalla solutiheys ja solukoko Coulter Counter-partikkelilaskimella. Anabaena-levien solutiheys ja heterokystien määrä laskettiin mikroskoopilla vesisolukammista.

### 3.5 "IN SITU"-KOE

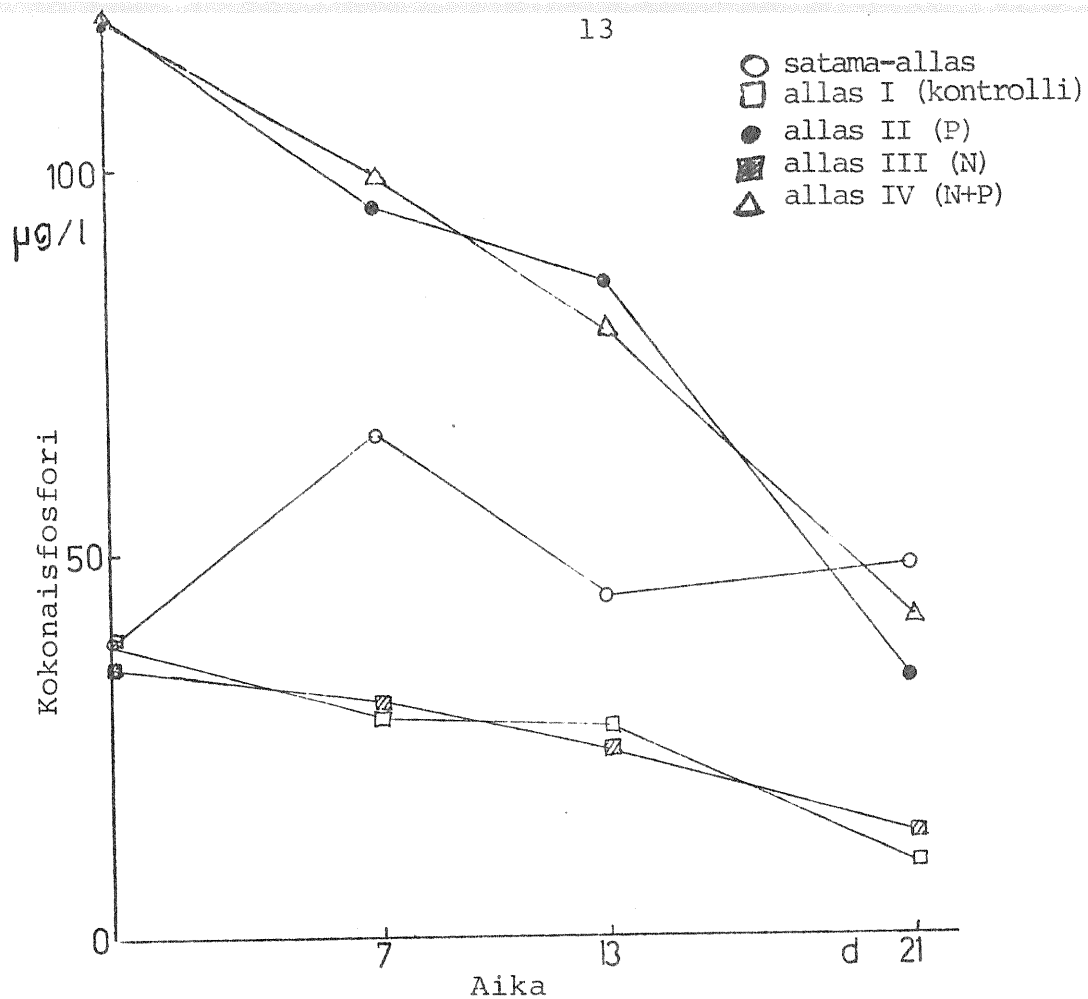
Perustuotanto ja typensidonta "in situ" määritettiin 7.7. koealtaista ja satama-altaasta. Näytteet otettiin koealtaista 0,2, 0,5 ja 1,5 m syvyyksistä ja satama-altaasta 0,5 m syvyydestä. Perustuotantonäytteitä inkuboitiin 24 h näytteenotto-syvyyksissä ja typensidontanäytteitä 2 h. "In situ"-kokeella pyrittiin tarkistamaan laboratoriossa inkuboimalla saatujen perustuotantokyky- ja typensidonta-arvojen suhde vesistöolosuhteissa mitattuihin tuloksiin.

## 4 T U L O K S E T J A T U L O S T E N T A R K A S T E L U

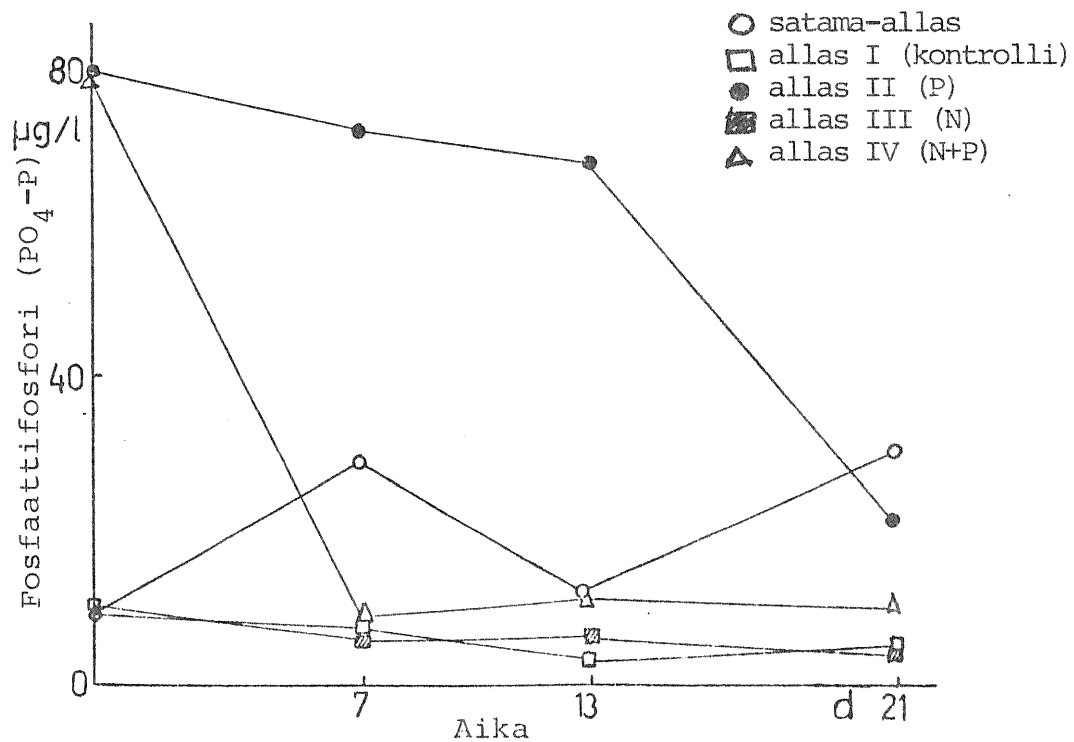
### 4.1 ESIKOE

#### 4.11 F o s f o r i j a t y p p i

Kemikaalilisäyksillä tehdyssä esikokeessa kokonaisfosforipitoisuus laski kaikissa koealtaissa 3 viikon aikana, jyrkemmin niissä altaissa, joihin oli lisätty fosforia (II ja IV) (kuva 3).



Kuva 3. Kokonaisfosforipitoisuus esikokeessa



Kuva 4. Fosfaattifosforipitoisuus esikokeessa



Kokonaisfosforin kohdalla väheneminen oli lähes yhdenmukais- ta altaissa II ja IV, ja vastaavasti altaissa I (kontrolli) ja III (N lisäys). Sensijaan fosfaattifosforipitoisuus laski altaassa IV (N + P lisäys) jyrkästi jo ensimmäisen viikon ai- kana, kun taas altaassa II jyrkempi lasku tapahtui vasta kol- mannen viikon aikana. Kontrolli- ja typpilisäysaltaan fosfaat- tifosforipitoisuus muuttui paljon vähemmän (kuva 4). Altaan IV fosfaattifosfori nopea väheneminen liittyy voimakkaaseen tuotantoon, muutoin sedimentaatio lienee voimakkain tekijä fosforipitoisuuksien vähenemisessä.

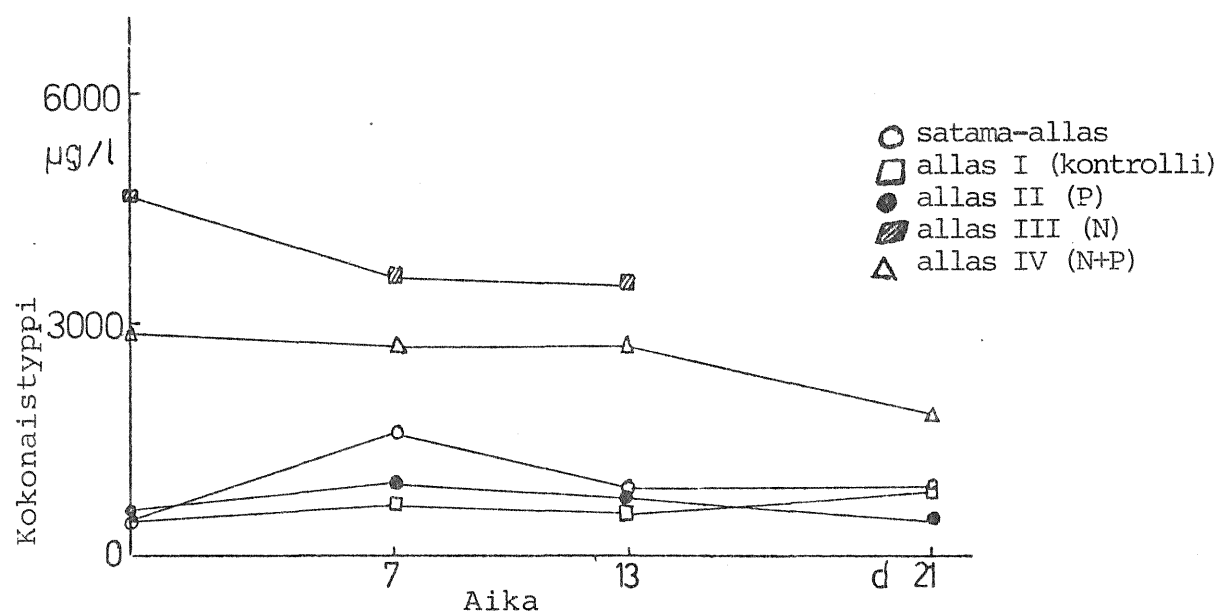
Myös kokonaistyyppipitoisuus laski altaissa jonkin verran lu- kuunottamatta kontrollialtasta. Lasku oli kuitenkin suhteel- lisesti paljon pienempää kuin fosforilla. Typpilisäyksen vai- kutus näkyi sekä altaassa III että IV kokeen loppuun asti mui- den altaiden pitoisuuksia selvästi suurempina kokonaistyyppi- määrinä (kuva 5). Mineraalityppipitoisuuksien ero typpilisäys- altaiden (III ja IV) ja kontrolli- ja fosforilisäysaltaan vä- lillä oli vielä selvempi kuin kokonaistyyppipitoisuuksien ero (kuva 6). Jokaisessa koealtaassa epäorgaaninen typpi oli pää- asiassa ammoniummuodossa, kokeen loppupuolella nitraattitypen suhteellinen osuus kasvoi (kuvat 7-10).

Edellisestä seuraa, että kokonaisravinteiden suhde (N:P) nousi kaikissa altaissa kokeen aikana. Altaiden väliset erot säilyi- vät suurina. Epäorgaanisen typen ja fosfaattifosforin suhde nousi huomattavasti kokeen aikana altaassa, johon lisättiin sekä typpeä että fosforia, muissa altaissa epäorgaanisten ra- vinteiden suhde pysyi lähes muuttumattomana (taulukko 3). Ra- vinnesuhteiden perusteella voidaan olettaa, että kontrolli- ja fosforialtaissa typpi rajoittaa kasvua, kun taas altaissa III (N lisäys) ja IV (N + P lisäys) fosfori on kasvua rajoit- tava tekijä.

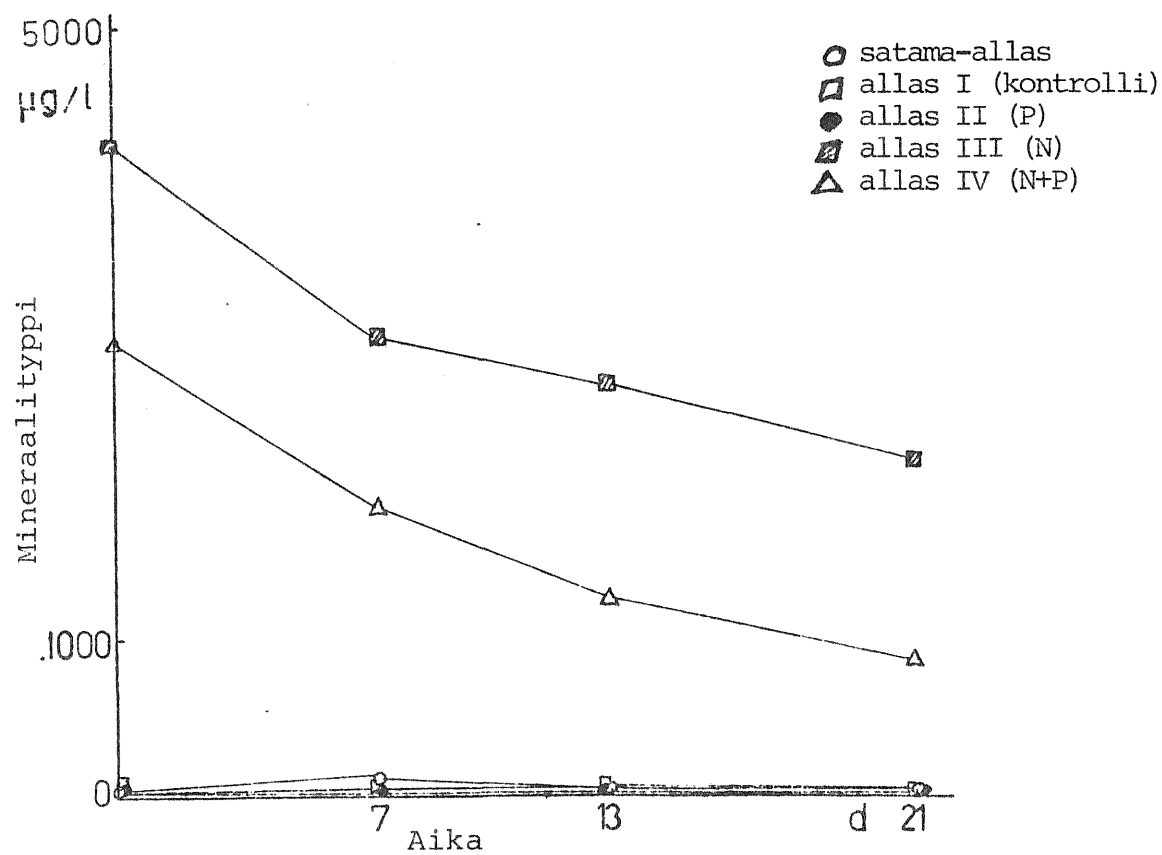
Kontrollialtaan ravinnepitoisuudet pysyivät koko kokeen ajan pienempinä kuin satama-altaan. Ravinnepitoisuudet satama-al- taassa ja Enonselällä eivät poikenneet merkittävästi toisis- taan.

Taulukko 3. Kokonaistypen ja -fosforin sekä epäorgaanisen typen ( $N_m$ ) ja ortofosfaatin ( $P_{PO_4}$ ) suhde koealtaissa esikokeen aikana.

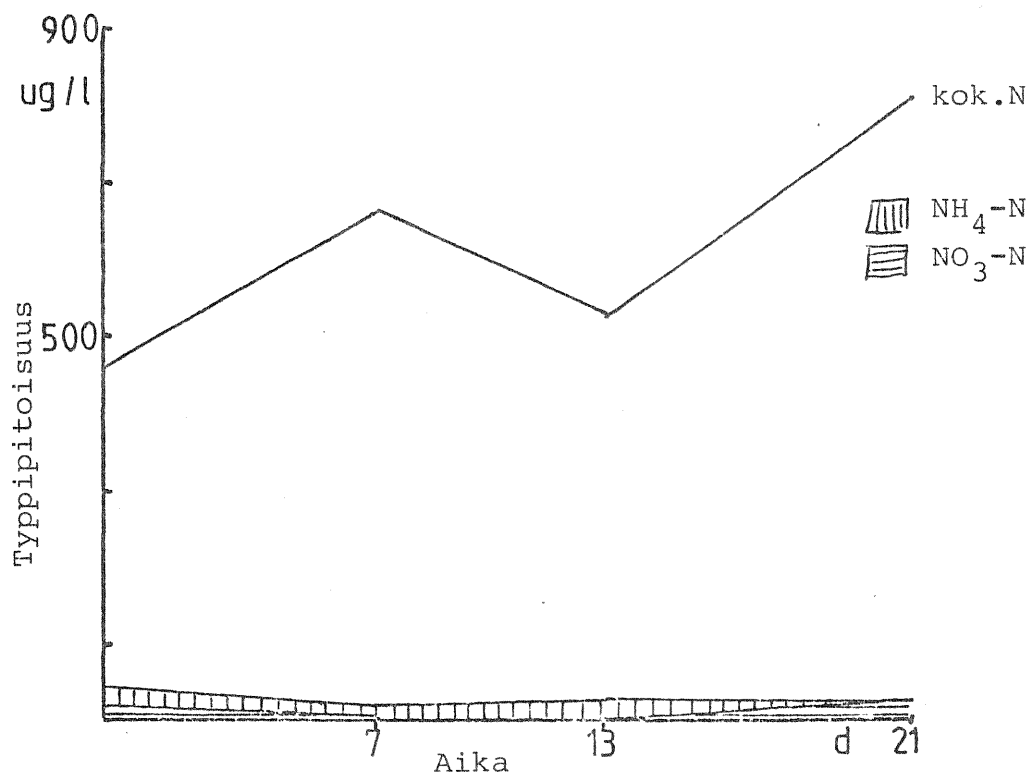
Pvm	Allas I		Allas II (P)		Allas III (N)		Allas IV (N+P)	
	N:P	$N_m:P_{PO_4}$	N:P	$N_m:P_{PO_4}$	N:P	$N_m:P_{PO_4}$	N:P	$N_m:P_{PO_4}$
24.6.	12	4,7	5,0	0,55	130		24	37
1.7.	24	1,6	9,7	0,27	120	490	27	220
7.7.	20	5,3	8,8	0,29	150	440	34	120
15.7.	90	4,2	13	0,48	520	540	44	93



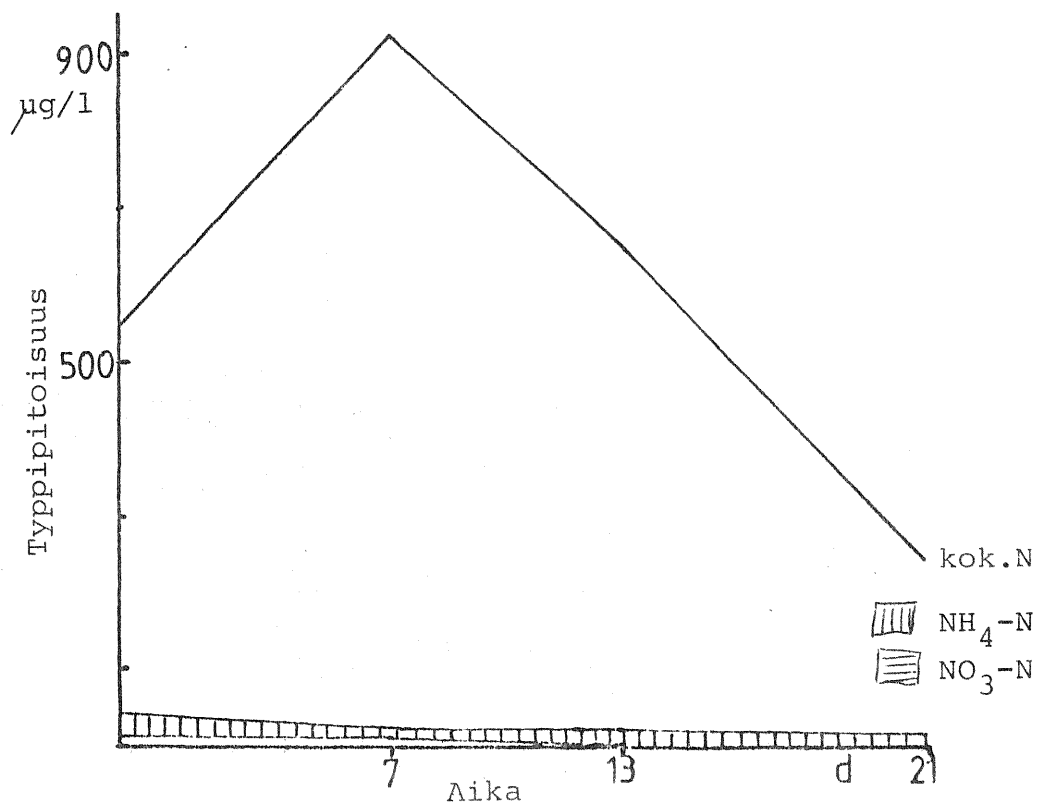
Kuva 5. Kokonaistyyppipitoisuus esikokeessa



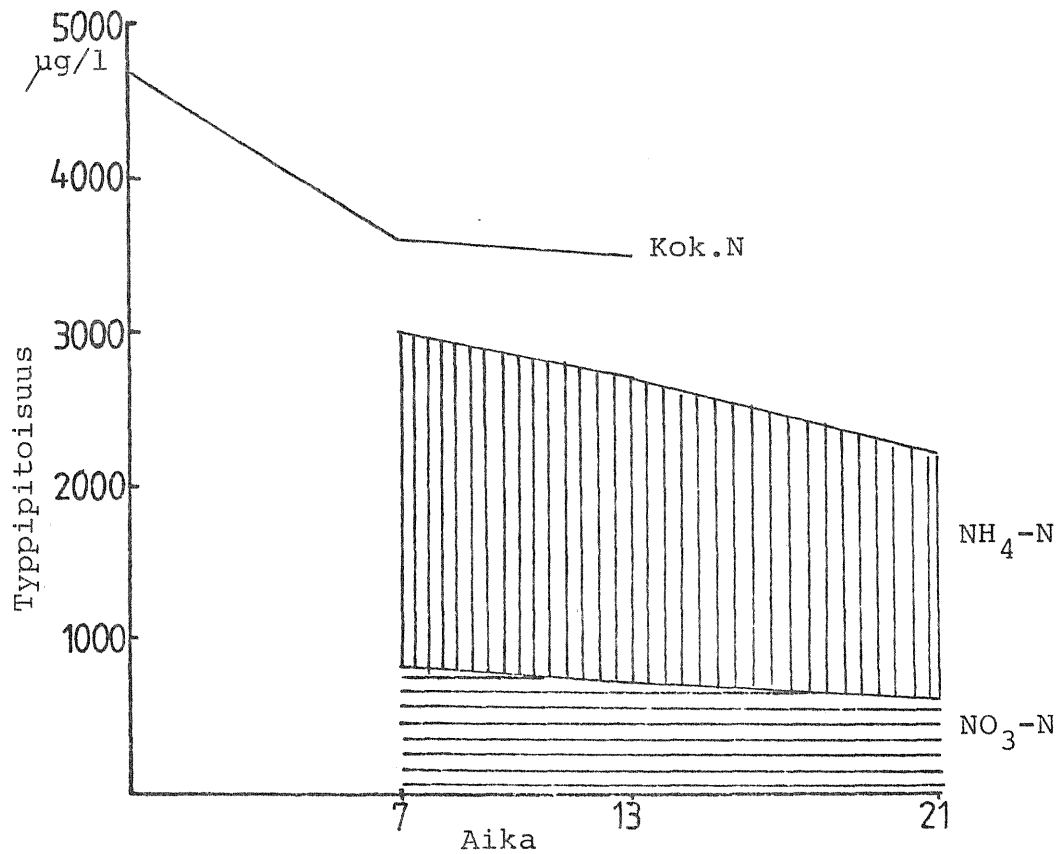
Kuva 6. Mineraalityppipitoisuus ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ ) esikokeessa



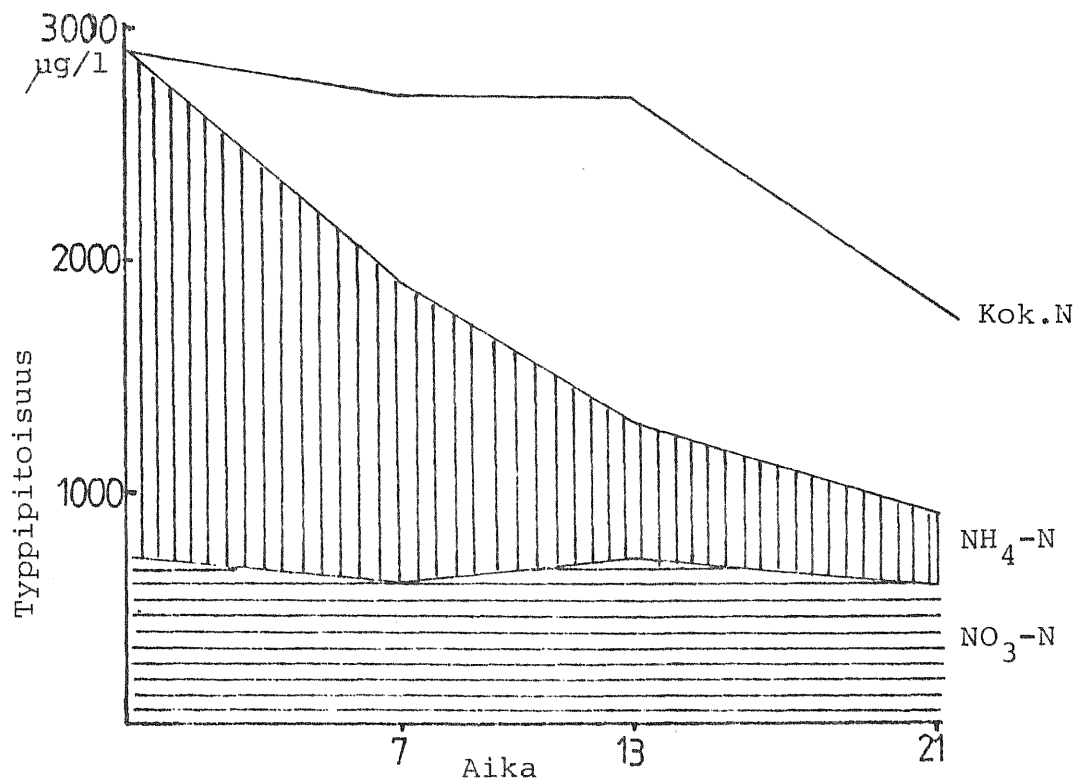
Kuva 7. Kokonais-, ammonium- ja nitraattityppipitoisuus esikokeessa altaassa I (kontrolli).



Kuva 8. Kokonais-, ammonium- ja nitraattityppipitoisuus esikokeessa altaassa II (P-lisäys).



Kuva 9. Kokonais-, ammonium- ja nitraattityppipitoisuus esikokeessa altaassa III (N-lisäys).



Kuva 10. Kokonais-, ammonium- ja nitraattityppipitoisuus esikokeessa altaassa IV (N+P lisäys).

#### 4.12 P e r u s t u o t a n t o

Pelkkä typen tai fosforin lisäys ei nostanut perustuotantokykyä merkittävästi. Lisäämällä sekä typpeä että fosforia saatiin aikaan lähes kymmenkertainen perustuotantokyky (kuva 11). Klorofylli a-pitoisuudet ovat yhteneviä perustuotantokykytulosten kanssa, joskin typpi-fosforilisäyksen jälkeinen klorofylli a-pitoisuuden maksimi havaittiin viikkoa myöhemmin kuin perustuotannossa (kuva 12).

#### 4.13 p H j a n ä k ö s y v y y s

Voimakkaan tuotannon seurauksena pH nousi typpi-fosforilisäysaltaassa (IV) 7,3:sta 9,8:aan. Muissa altaissa pH pysyi melko vakiona ollen keskimäärin 7,2. Luonnollisesti myös näkösyvyys pieneni voimakkaan leväkasvun johdosta altaassa IV, aina 0,1 m asti. Muissa altaissa näkösyvyys kasvoi 1,2 m:stä pohjaan saakka kokeen aikana.

#### 4.14 L e v ä t e s t i t

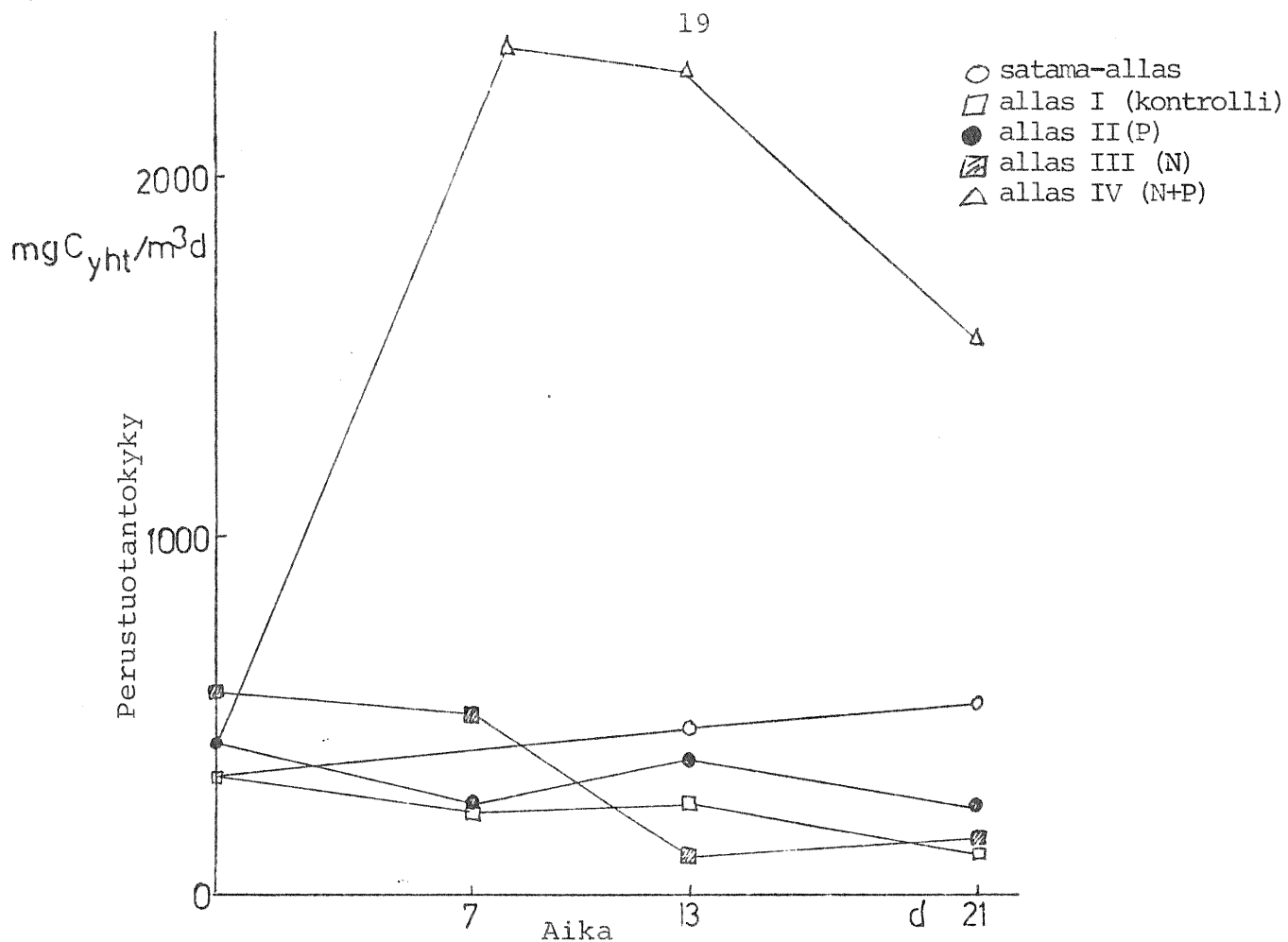
Selenastrum capricornutum-levällä tehdyissä minimiravinnetesteissä todettiin typen rajoittavan kasvua kontrollialtaassa esikokeen alussa. Muilla näytteenottokerroilla vain kummankin ravinteen lisäyksellä saatiin aikaan merkittävä nousu leväntuotantopotentiaalissa (AGP). Altaassa, johon lisättiin fosforia, oli odotetusti typpi minimitelijänä koko kokeen ajan, ja vastaavasti taas typpilisäysaltaassa fosfori rajoitti kasvua. Altaassa IV (N + P lisäys) fosfori oli minimitelijänä (taulukko 4). Levätestin tulokset ovat sopusoinnussa kemiallisten tulosten kanssa.

Kuten jo perustuotantokyky- ja klorofylli a-tulosten perusteella voi olettaa, typpi-fosforialtaan AGP oli selvästi korkeampi kuin muiden altaiden, kokeen alussa noin nelinkertainen verrattuna typpilisäysaltaaseen ja kuusinkertainen verrattuna kontrollialtaaseen (kuva 13).

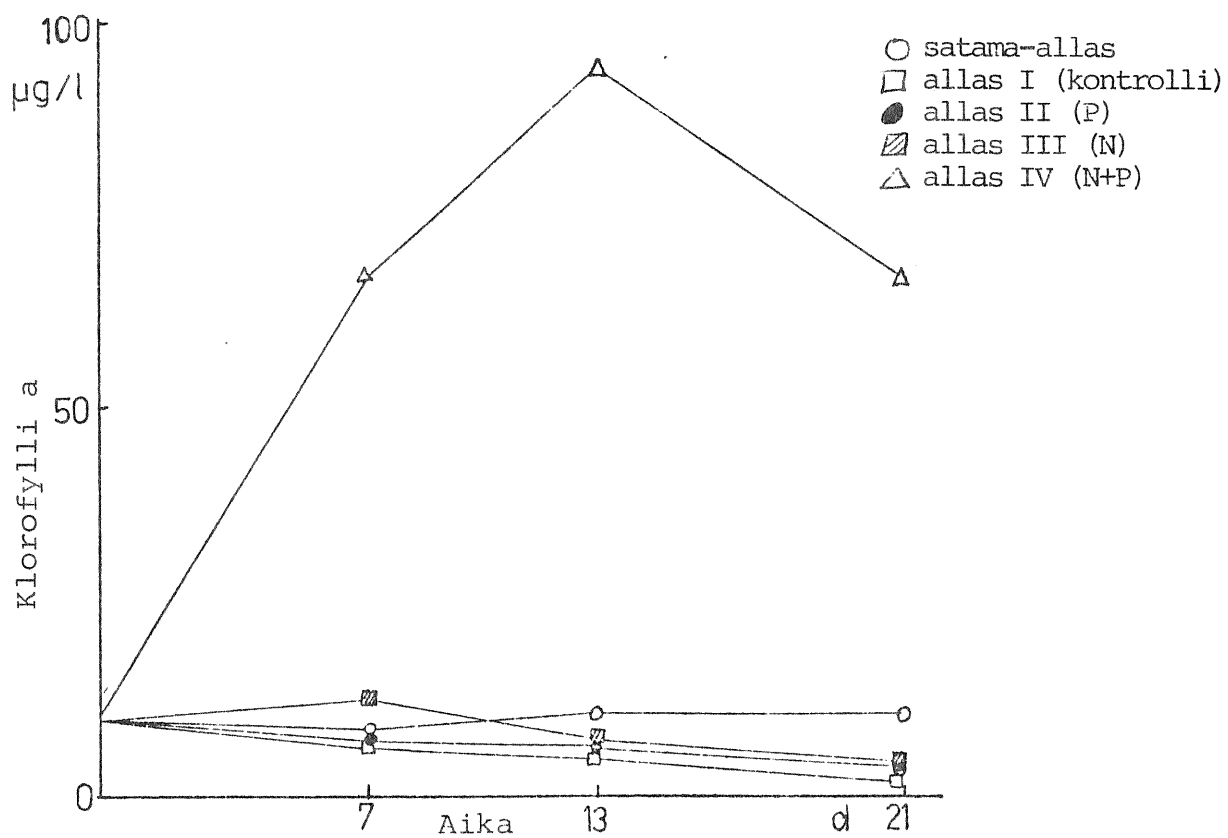
#### 4.15 S i n i l e v ä b i o m a s s a j a t y p e n s i d o n t a

Suurin sinileväbiomassa kasvoi altaaseen IV, johon oli lisätty sekä typpeä että fosforia (kuva 14). Kaikkien altaiden, myös kontrollialtaan, biomassat kasvoivat kuitenkin ensimmäisen kahden viikon aikana eikä muiden altaiden välisiä eroja voida pitää merkittävinä. Koko kokeen ajan oli valtalajina kaikissa säiliöissä Oscillatoria agardhii, jonka osuus yleensä ylitti 90 % sinilevien biomassasta. Toinen yleinen sinilevälaji oli Microcystis sp., joka yleistyi kokeen loppuvaiheessa. Erityisesti pelkän typpilisäyksen saaneessa altaassa III oli Microcystis sp.:n suhteellinen osuus (n. 40 %) kokeen lopussa merkittävä.

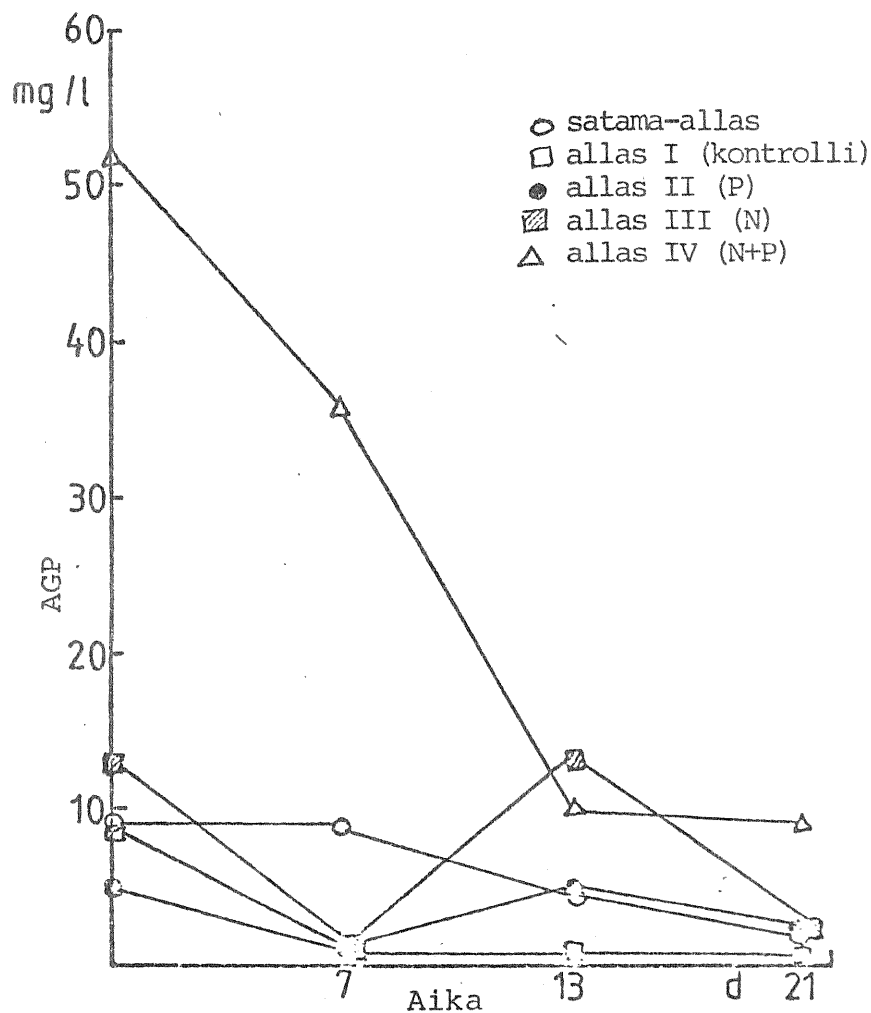
Heterokystillisten, typensidontaan kykenevien sinilevien määrä kasvoi kokeen aikana kontrollialtaassa (I) sekä erityisesti fosforilisäyksen saaneessa altaassa (II), mutta väheni typpi-



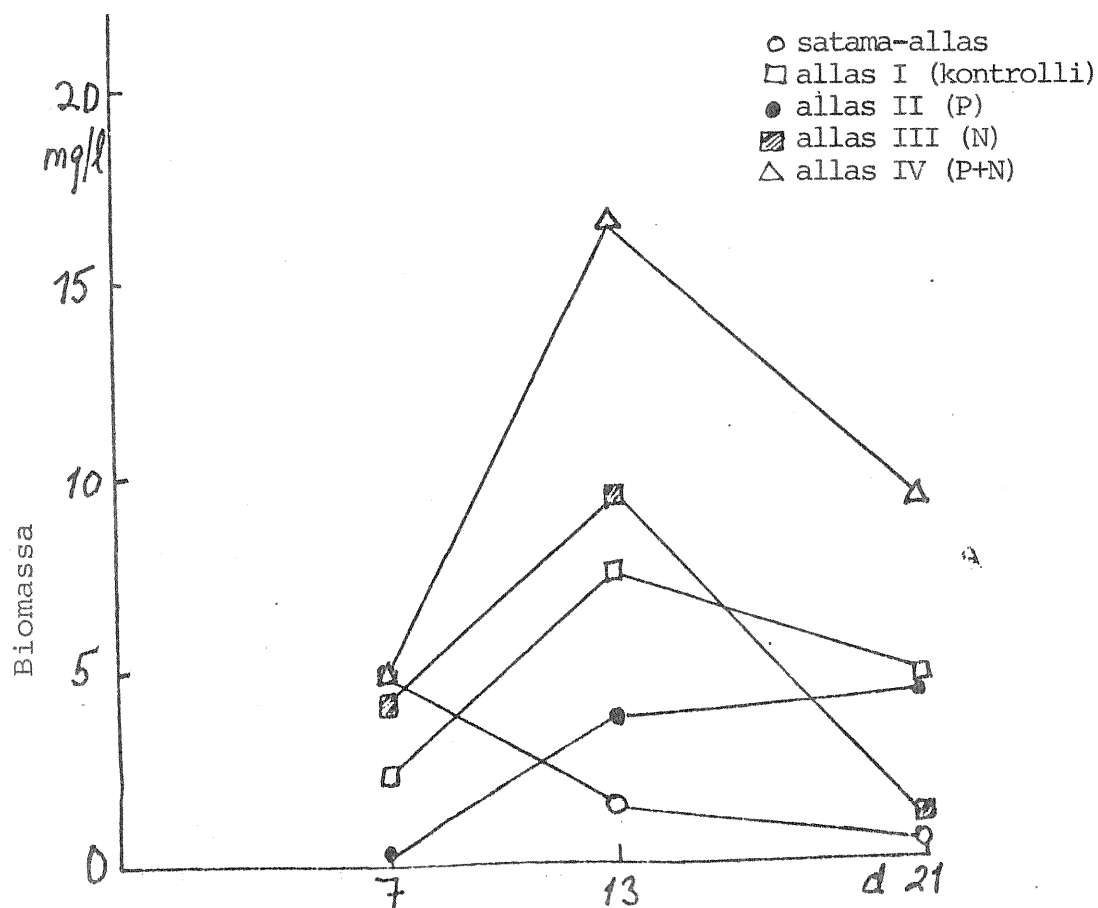
Kuva 11. Perustuotantokyky esikokeessa



Kuva 12. Klorofylli a esikokeessa



Kuva 13. Levätuotantopotentiaali (AGP) esikokeessa



Kuva 14. Sinileväbiomassa koealtaissa esikokeessa.



Taulukko 4. *Selenastrum capricornutum*-levän kasvu eri ravinnelisiäyksillä koealtaiden vedessä esikokeen aikana.

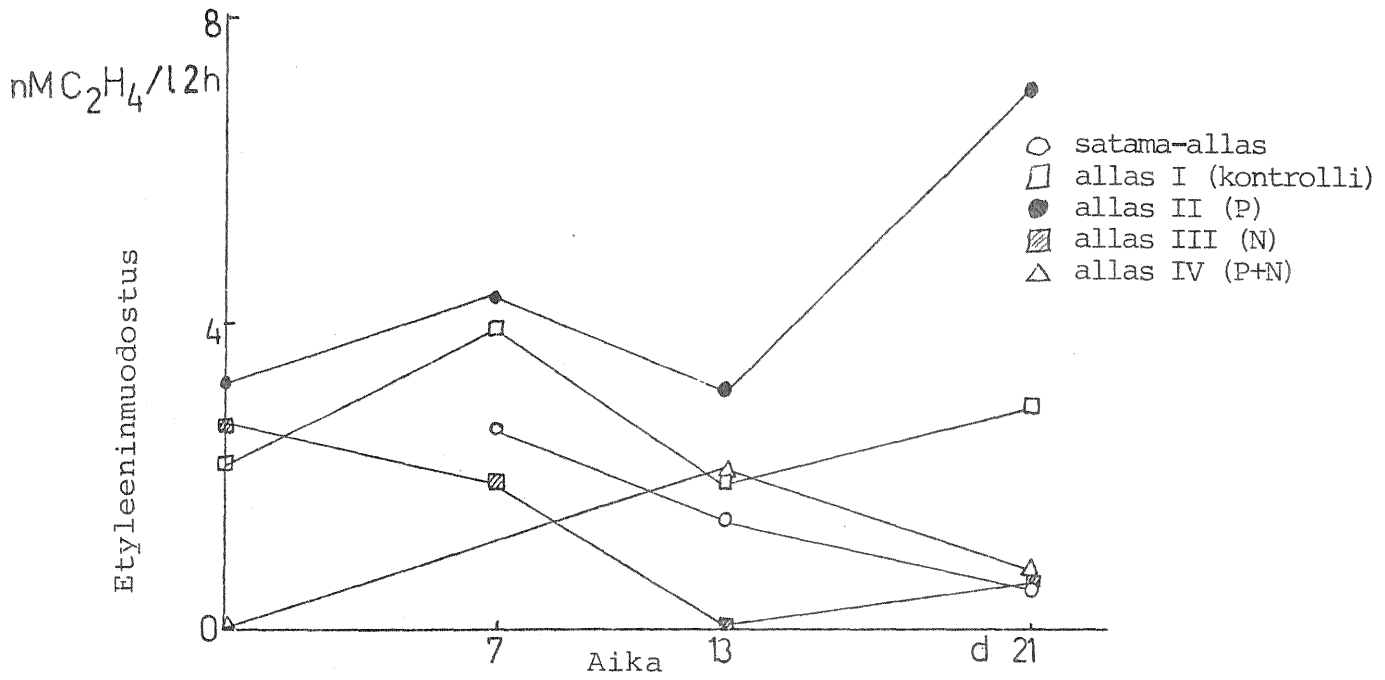
Allas	Pvm.	Biomassa (mg/l)				Rajoittava tekijä
		-	P-lisäys	N-lisäys	P+N lisäys	
Allas I	24.6.	8,50	7,84	14,94	19,17	N
	1.7.	1,03	1,22	0,88	7,92	P, N
	7.7.	0,28	4,89	0,21	11,21	P, N
	15.7.	0,65	0,85	1,08	5,84	P, N
Allas II	24.6.	5,26	5,66	12,12	12,04	N
	1.7.	1,04	1,05	8,15	7,91	N
	7.7.	5,28	5,31	10,96	11,35	N
	15.7.	2,29	2,27	7,70	7,71	N
Allas III	24.6.	13,23	33,08	13,13	35,01	P
	1.7.	0,86	28,12	0,66	25,39	P
	7.7.	12,99	34,18	12,91	47,19	P
	15.7.	2,24	22,19	1,99	17,93	P
Allas IV	24.6.	52,22	55,94	47,54	52,59	?
	1.7.	35,57	44,38	34,26	44,12	P
	7.7.	9,70	30,91	10,41	31,38	P
	15.7.	9,27	25,21	5,13	24,45	P

lisäyksen sekä typpi- ja fosforilisäyksen saaneissa säiliöissä (III ja IV). Itse heterokystien määrä kehittyi samalla tavoin. Kuitenkin sekä typpi että fosforilisän saaneessa säiliössä (IV) tavattiin heterokystien maksimi vielä 2 viikon kuluttua lisäyksistä. Kolmen viikon kuluttua olivat heterokystit toisaalta kadonneet (kuva 15). Typensidontaa osoittava etyleenimuodostus oli koko kokeen keston ajan voimakkainta pelkän fosforilisäyksen saaneessa säiliössä (kuva 16) ja toiseksi voimakkainta kontrollikokeessa. On merkillepantavaa, että typensidonta heikkeni selvästi säiliössä, johon oli lisätty typpeä.

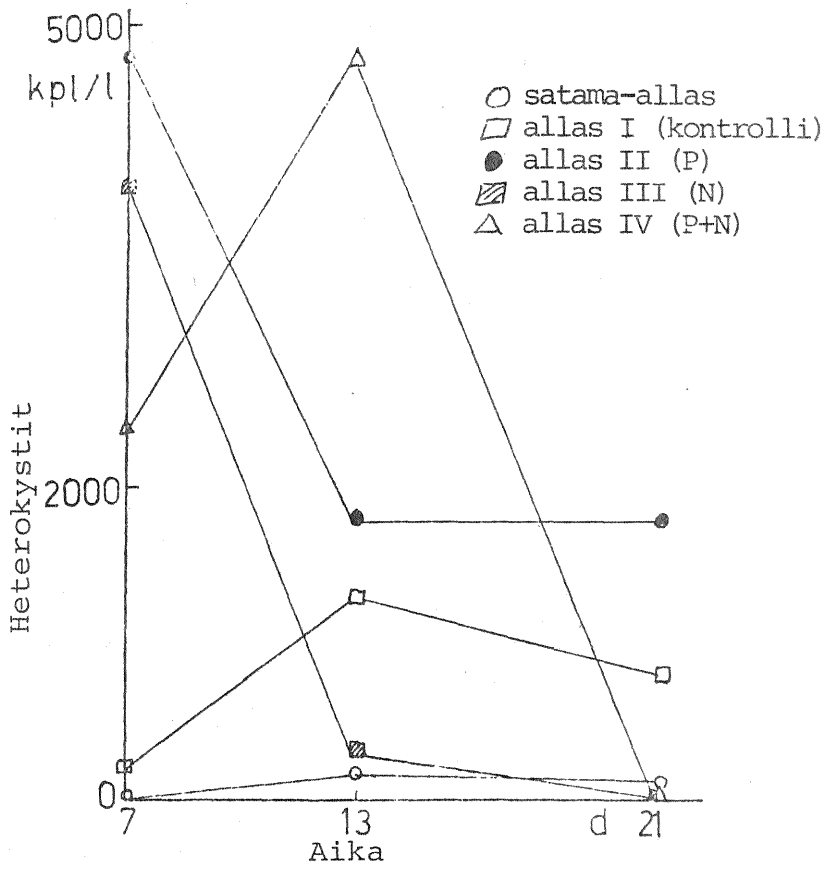
Typensidonnan suora mittaus antoi kokeessa mikroskooppista leväanalyysiä selkeämmän kuvan sinilevien typpitaloudesta koska heterokystien määrän ja typensidonnan välinen yhteys on ilmeisen väljä.

#### 4.2 "IN SITU"-KOE

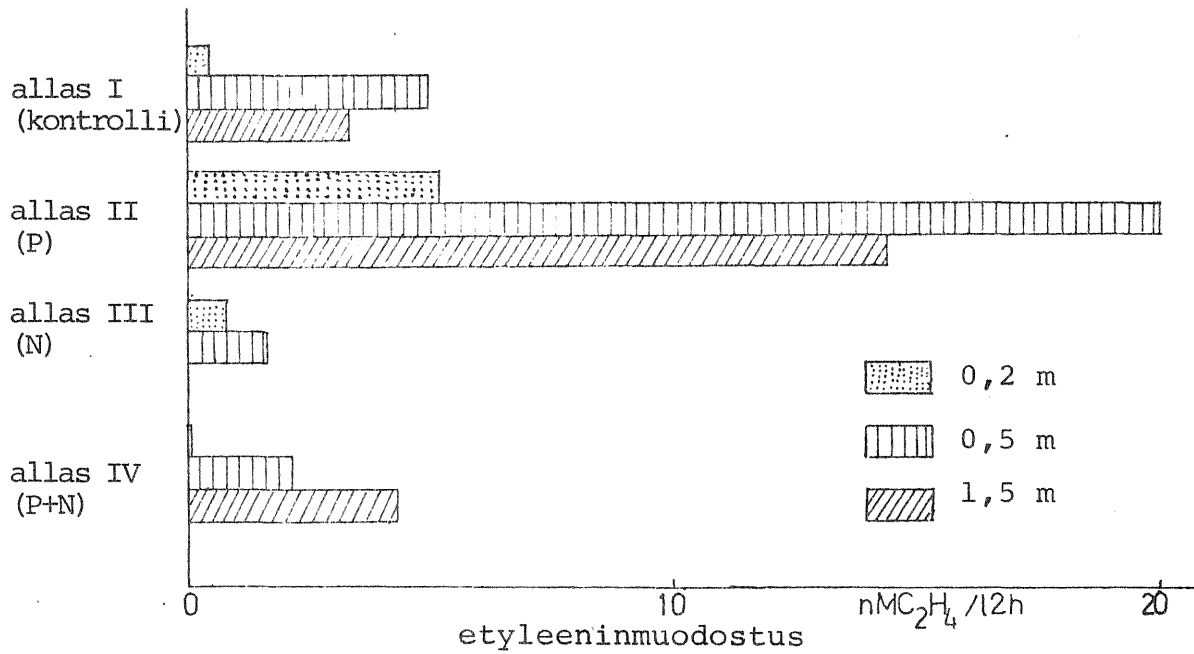
Perustuotanto "in situ" mitattiin koealtaista 13 vuorokauden kuluttua ravinnelisyksestä 0.2, 0.5 ja 1.5 m syvyyksistä. Valoinhibitiota pinnassa ei ollut havaittavissa; tuotanto oli suurinta 0.2 m syvyydessä, paitsi kontrollialtaassa, jossa tuotantohuippu sijaitsi 0.5 m syvyydessä (kuva 17). Pelkkä typpilisäys ei kohottanut tuotantoa. Fosforilisäyksellä saatiin hieman suurempia perustuotantoarvoja kuin kontrollial-



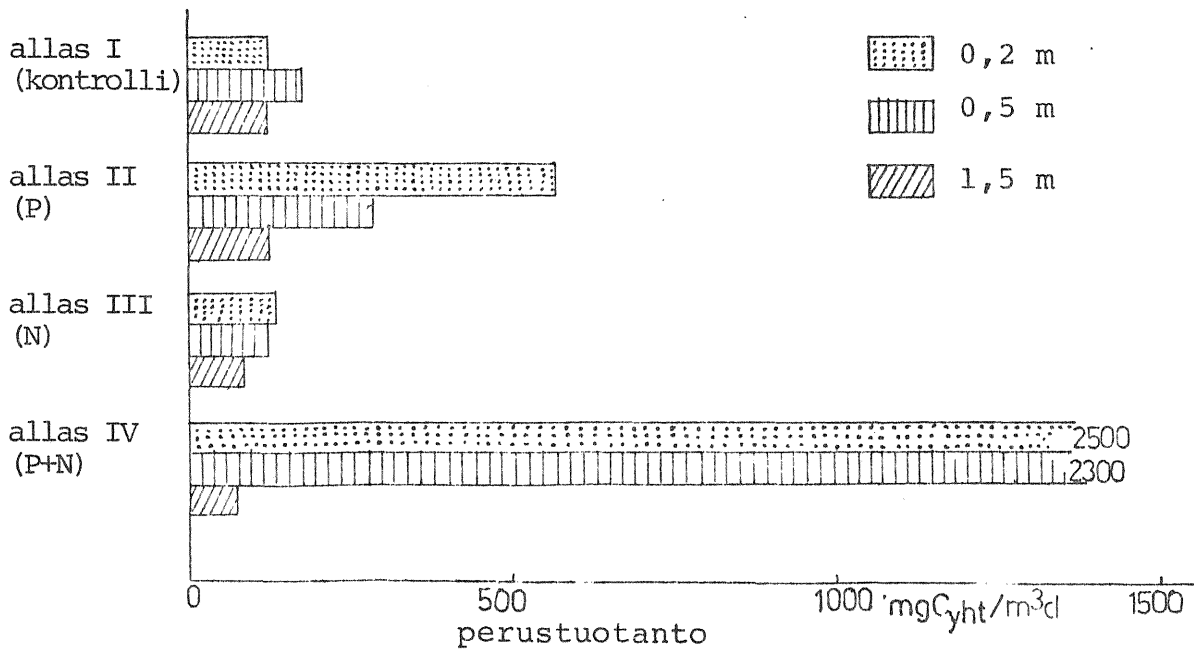
Kuva 16. Etyleeninmuodostus esikokeessa 0-2 m syvyydessä



Kuva 15. Heterokystit esikokeessa 0-2 m syvyydessä



Kuva 18. Etyleeninmuodostus "in situ"-kokeessa



Kuva 17. Perustuotanto "in situ"-kokeessa

taassa. N + P -lisäys nosti tuotannon lähes kymmenkertaiseksi altaassa IV muihin koealtaisiin verrattuna. Perustuotanto oli seuraava:

I	kontrolli	:	130 mgCyht./m <sup>3</sup> d
II	P lisäys	:	250 "
III	N "	:	100 "
IV	N + P lisäys	:	1200 "

Samanaikaisesti määritetyt perustuotantokykyarvot olivat hieman suurempia kuin "in situ" -kokeessa saadut.

Etyleeninmuodostus oli yleensä voimakkainta 0.5 m syvyydessä, koealtaassa IV 1.5 m syvyydessä (kuva 18). Fosforilisäys selvästi lisäsi ja pelkkä typpilisäys inhiboi etyleenin muodostumista:

I	kontrolli	:	3.31 nmol C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> /l 2h
II	P lisäys	:	14.61 "
III	N lisäys	:	1.25 "
IV	N + P lisäys	:	2.80 "

Toisin kuin perustuotantomäärityksessä vakiovalossa ja -lämpötilassa inkuboitujen näytteiden asetyleeninpelkistyskyky oli pienempi kuin järvestä inkuboitujen.

#### 4.3 JÄTEVESIKOKEET

##### 4.31 L i s ä t y t j ä t e v e d e t

Teknisten vaikeuksien vuoksi koepuhdistamon typenpoistoprosessia ei saatu toimimaan tyydyttävällä tavalla. Sekä suodatetun että suodattamattoman koepuhdistamon veden kokonaistyyppipitoisuus oli aina korkeampi kuin Kariniemen jäteveden. Kolmannessa lisäyksessä käytetty koepuhdistamon vesi poikkesi muista myös tyyppiyhdisteiden koostumuksen puolesta: pääosa tyyppistä oli ammoniummuodossa. Yleensä jätevesien tyyppi oli suurimmaksi osaksi nitraattia. Kokeen alussa koepuhdistamon veden fosforipitoisuus oli selvästi korkeampi kuin muulloin (taulukko 2). Koepuhdistamon jätevesien ravinnesuhteet vaihtelivat huomattavasti. Ensimmäisellä lisäyskerralla koepuhdistamon jätevesissä oli biologisten toimintojen kannalta tyyppiä liian vähän verrattuna fosforiin, samoin lisäyksen 3 suodatetussa koepuhdistamon vedessä, koska siihen lisättiin epäorgaanista fosforia, Na<sub>5</sub>P<sub>3</sub>O<sub>10</sub> (taulukko 5).

Taulukko 5. Lisättyjen jätevesien kokonaistypen ja -fosforin (N:P) sekä epäorgaanisen typen ja fosforin (N<sub>m</sub>:P<sub>o</sub>) suhteet.

Kariniemen jätevesi		Koepuhdistamon suodattamaton jätevesi		Koepuhdistamon suodatettu jätevesi	
N:P	N <sub>m</sub> :P <sub>o</sub>	N:P	N <sub>m</sub> :P <sub>o</sub>	N:P	N <sub>m</sub> :P <sub>o</sub>
22.7.	25	5,8	5,7	6,9	7,6
12.8.	18	34	29	62	53
9.9.	17	20	28	5,3*	8,9*

\* Jäteveteen lisätty epäorgaanista fosforia

## 4.32 F o s f o r i j a t y p p i

Kokonaisfosforipitoisuus pysyi koko kokeen ajan suurimpana altaassa, johon lisättiin fosforia (II) ja laski vain hieman 3 viikossa. Kokeen alussa Kariniemen jäteveden lisäys nosti fosforitasoa vähemmän kuin koepuhdistamon jätevesien lisäys. Seuraavien lisäysten jälkeen altaiden III (Kariniemen jätevesi) ja V (suodatettu koepuhdistamon jätevesi) fosforipitoisuudet olivat lähes yhtä suuret (kuva 19).

Fosfaattifosforipitoisuuden muutokset olivat samansuuntaisia kuin kokonaisfosforin. Suurin pitoisuus oli odotetusti altaassa II (P lisäys). Jätevesilisäyksistä suodattamaton koepuhdistamon vesi sai aikaan korkeimman  $PO_4$ -P-tason. Ainoastaan altaan III pitoisuus laski kontrollialtaan  $PO_4$ -P-pitoisuuden alapuolelle ennen toista ja kolmatta lisäystä. Jätevesialtaiden pitoisuudet laskivat selvästi jo ensimmäisen viikon aikana lisäysten jälkeen (kuva 20).

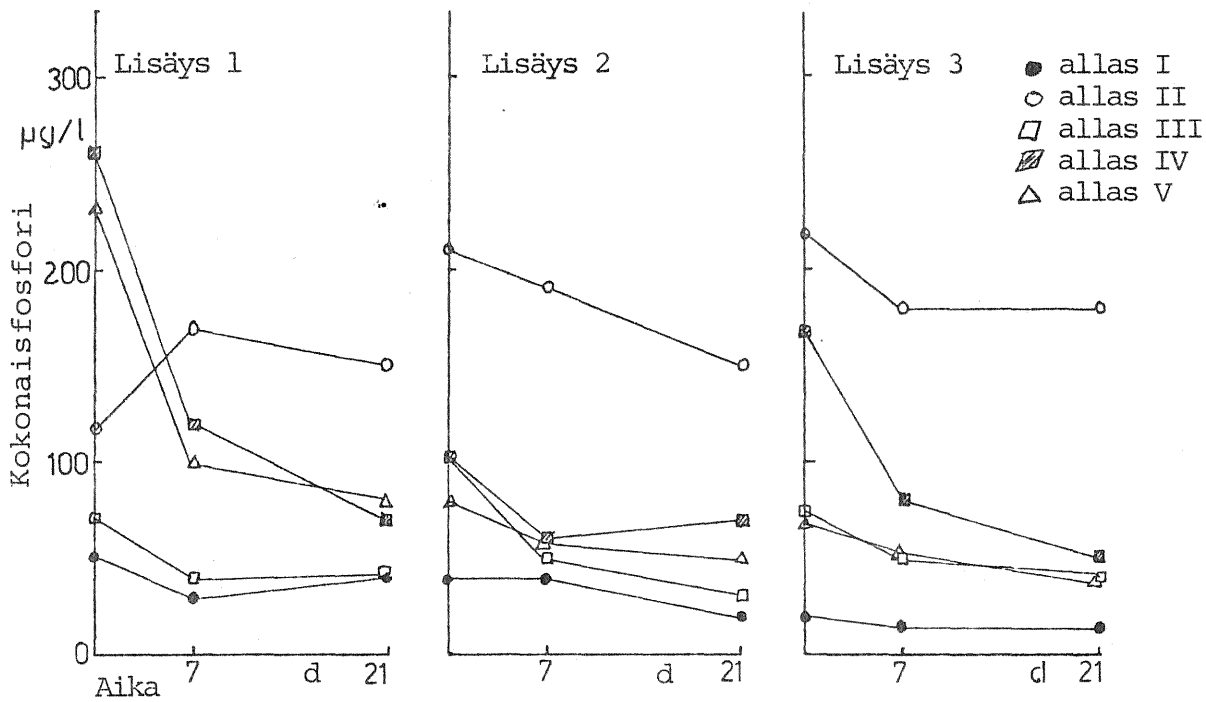
Suurimmat kokonaistyyppipitoisuudet olivat altaissa, joihin lisättiin koepuhdistamon jätevesiä (IV ja V). Niissä tyyppipitoisuus ei laskenut merkittävästi lukuunottamatta kokeen alkua altaassa IV (suodattamaton koepuhdistamon jätevesi), jolloin sen tyyppipitoisuus laski kolmessa viikossa lähes neljännekseen alkuperäisestä. Kariniemen jäteveden lisääminen nosti typpitasoa vähemmän kuin koepuhdistamon vedet. Kokonaistyyppipitoisuus laski koealtaassa III n. kolmannekseen kolmen viikon aikana (kuva 21).

Mineraalityypen pitoisuuksien erot koealtaiden välillä olivat selvemmät kuin kokonaistypen. Ensimmäisen ja toisen lisäyksen jälkeen pitoisuudet altaissa IV ja V (Koepuhdistamon jätevedet) olivat yli kaksi kertaa suuremmat kuin altaassa III (Kariniemen jätevesi). Viimeisen lisäyksen jälkeen kaikkien jätevesialtaiden epäorgaanisen typen pitoisuus oli lähes yhtä suuri (kuva 22).

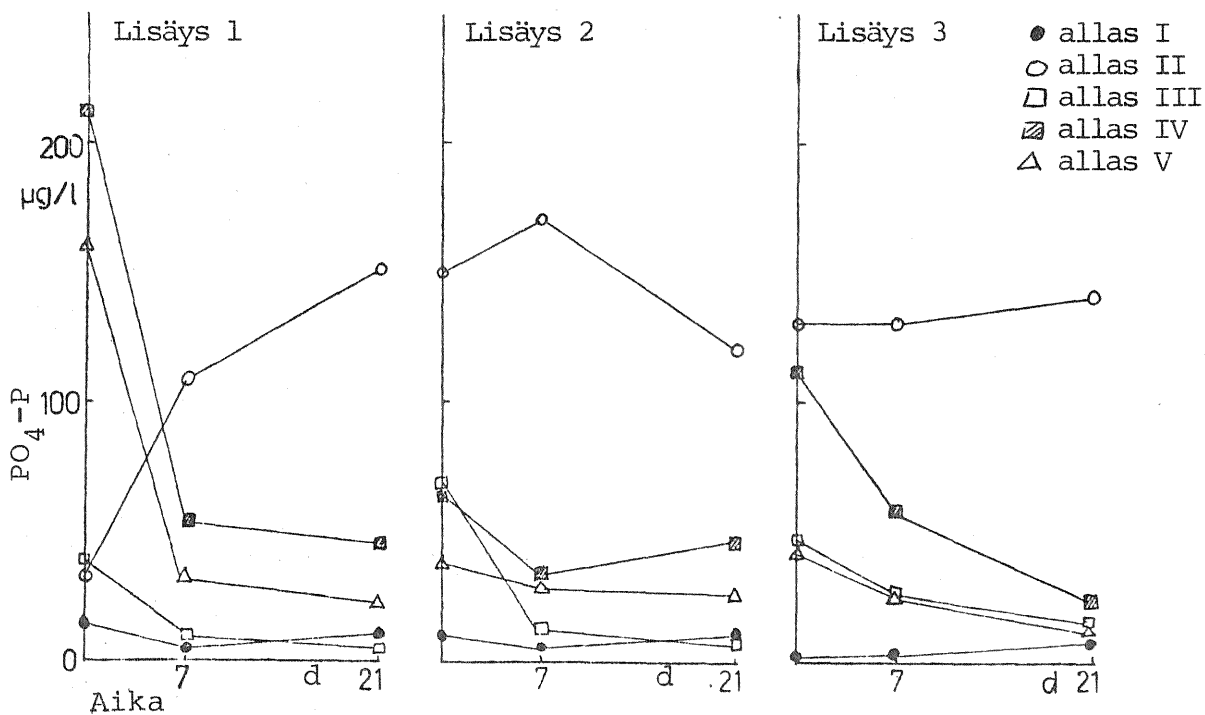
Kontrolli- ja fosforialtaassa (I ja II) pääosa epäorgaanisesta tyyppistä oli ammoniumtyyppiä. Nitriittityyppiä ei ollut juuri lainkaan. Jätevesialtaissa oli eniten nitraattityyppiä, mutta myös nitriittityyppiä oli aina läsnä, eniten altaissa IV ja V (koepuhdistamon jätevedet) (kuvat 23-27).

Kokonaistypen ja -fosforin suhteissa altaiden I, III, IV ja V välillä ei ollut suuria eroja, vaan N:P oli keskimäärin 18. Fosforialtaassa (II) N-P -suhteen keskiarvo oli 3,1. Selvää laskevaa tai nousevaa suuntausta ei havaittu kokeen aikana (taulukko 6).

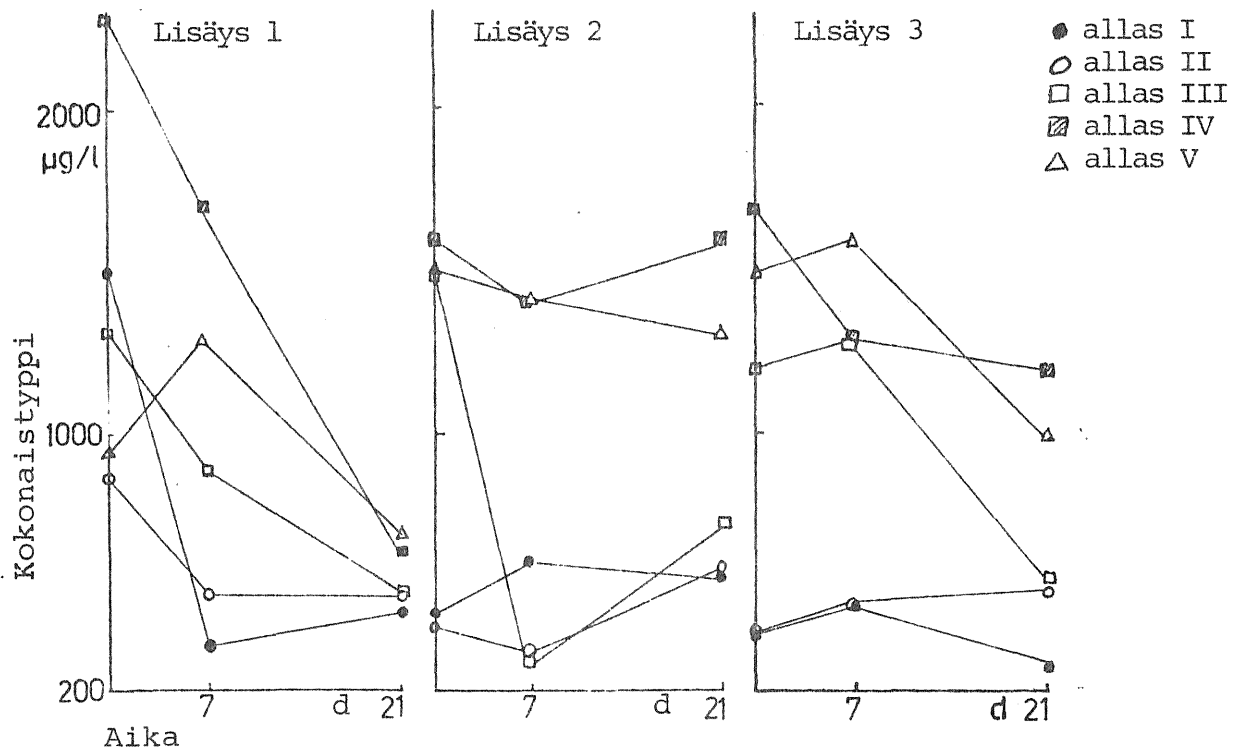
Epäorgaanisten ravinteiden suhde,  $N_m:PO_4$ -P oli sen sijaan selvästi pienempi kontrollialtaassa kuin jätevesialtaissa. Fosforialtaan  $N_m:PO_4$ -P oli puolestaan n. kymmenesosa kontrollialtaan arvoista (taulukko 7). Epäorgaanisten ravinteiden suhteen perusteella voidaan olettaa typen rajoittavan kasvua kontrolli- ja fosforialtaassa (I ja II), jätevesialtaiden ravinnesuhteista ei voi päätellä minimitekijää. Selvimmin tyyppipainotteen oli allas V (suodatettu koepuhdistamon jätevesi).



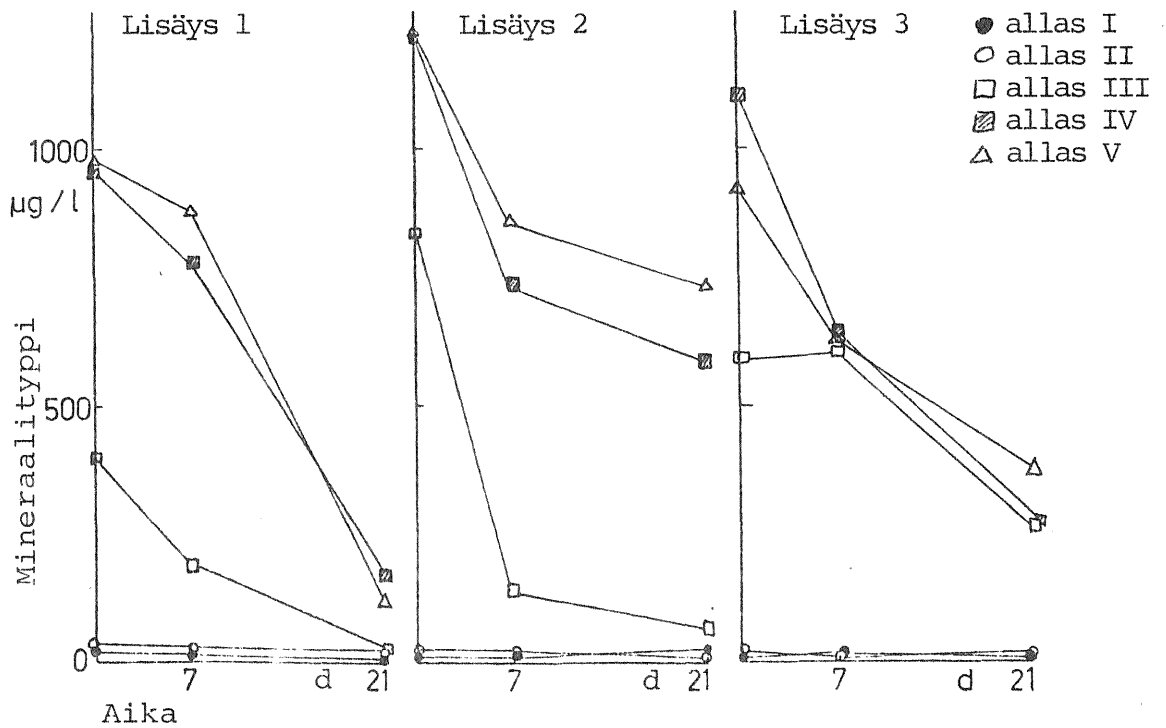
Kuva 19. Kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu koealtaissa jätevesikokeen aikana.



Kuva 20.  $\text{PO}_4\text{-P}$ -pitoisuuden vaihtelu koealtaissa jätevesikokeen aikana.

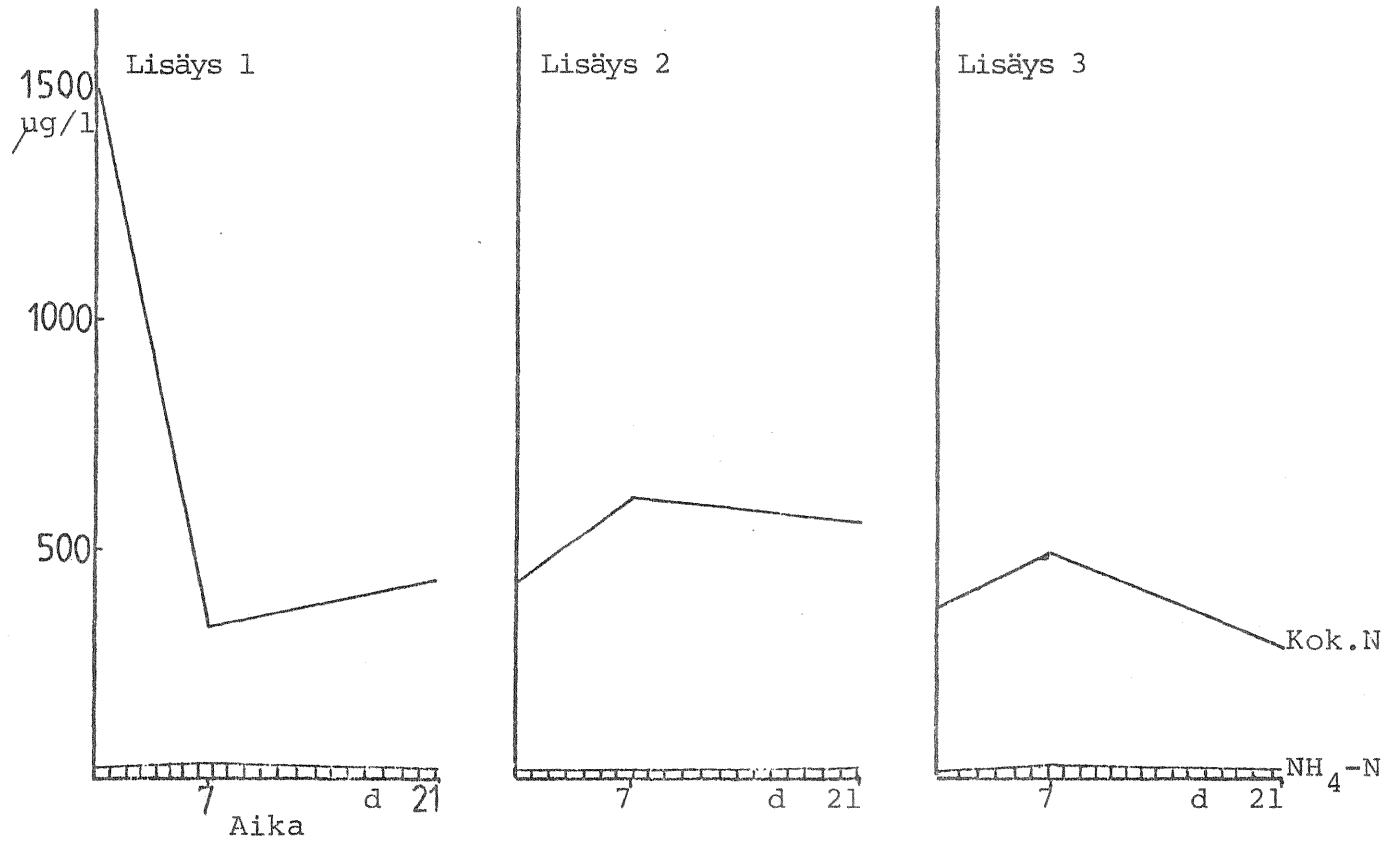


Kuva 21. Kokonaistyyppipitoisuuden vaihtelu koealtaissa jätevesikokeen aikana.

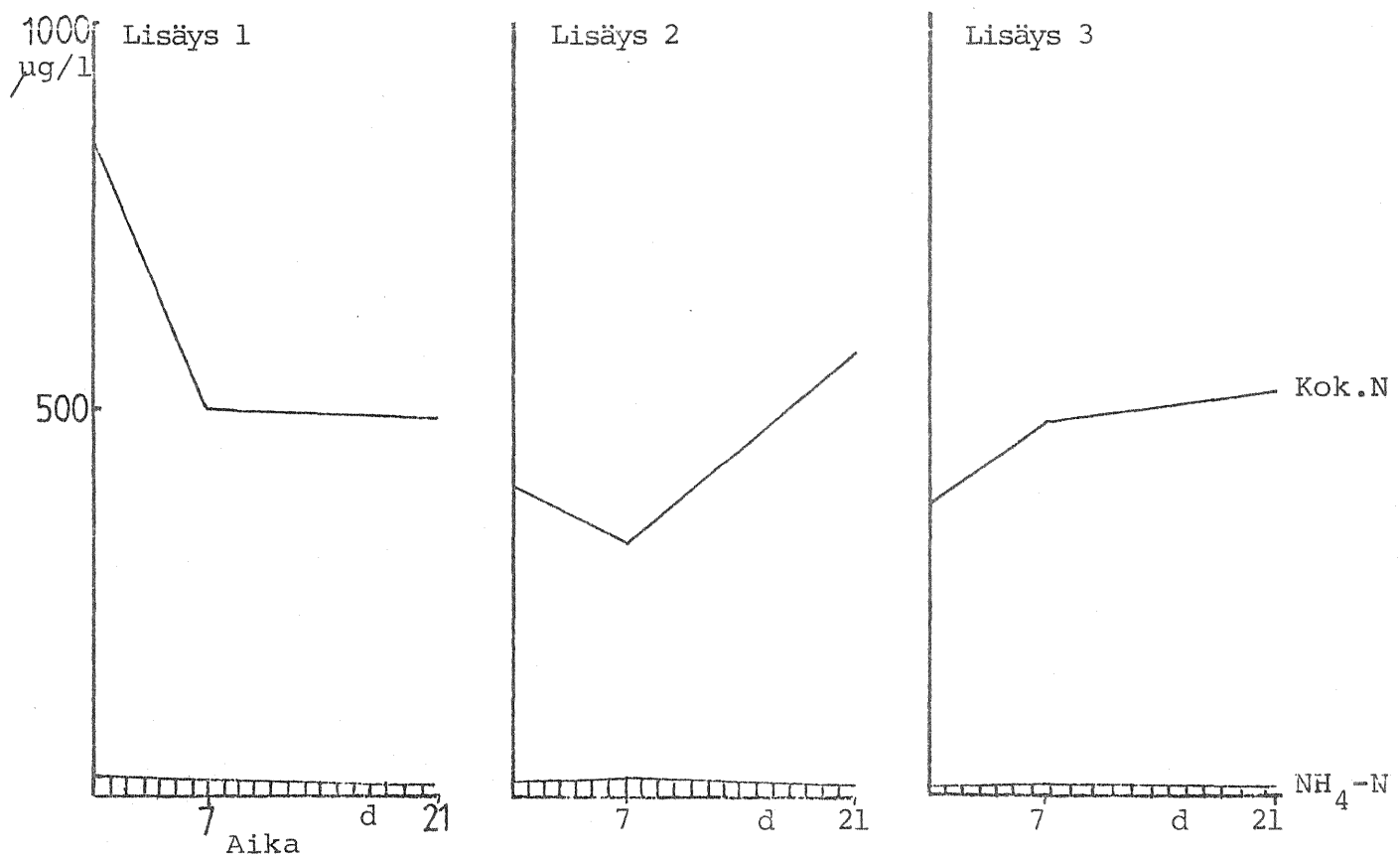


Kuva 22. Mineraalityppipitoisuuden ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ ) vaihtelu koealtaissa jätevesikokeen aikana.

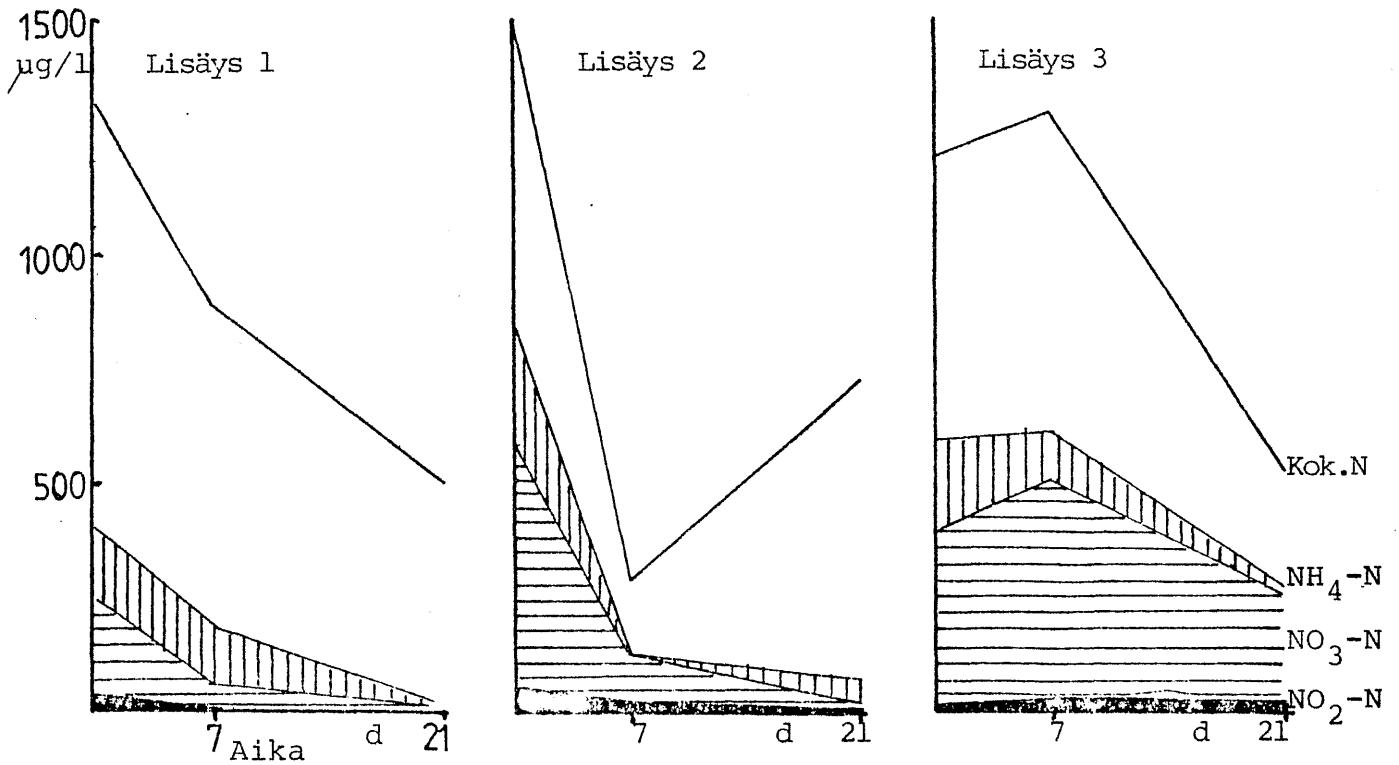




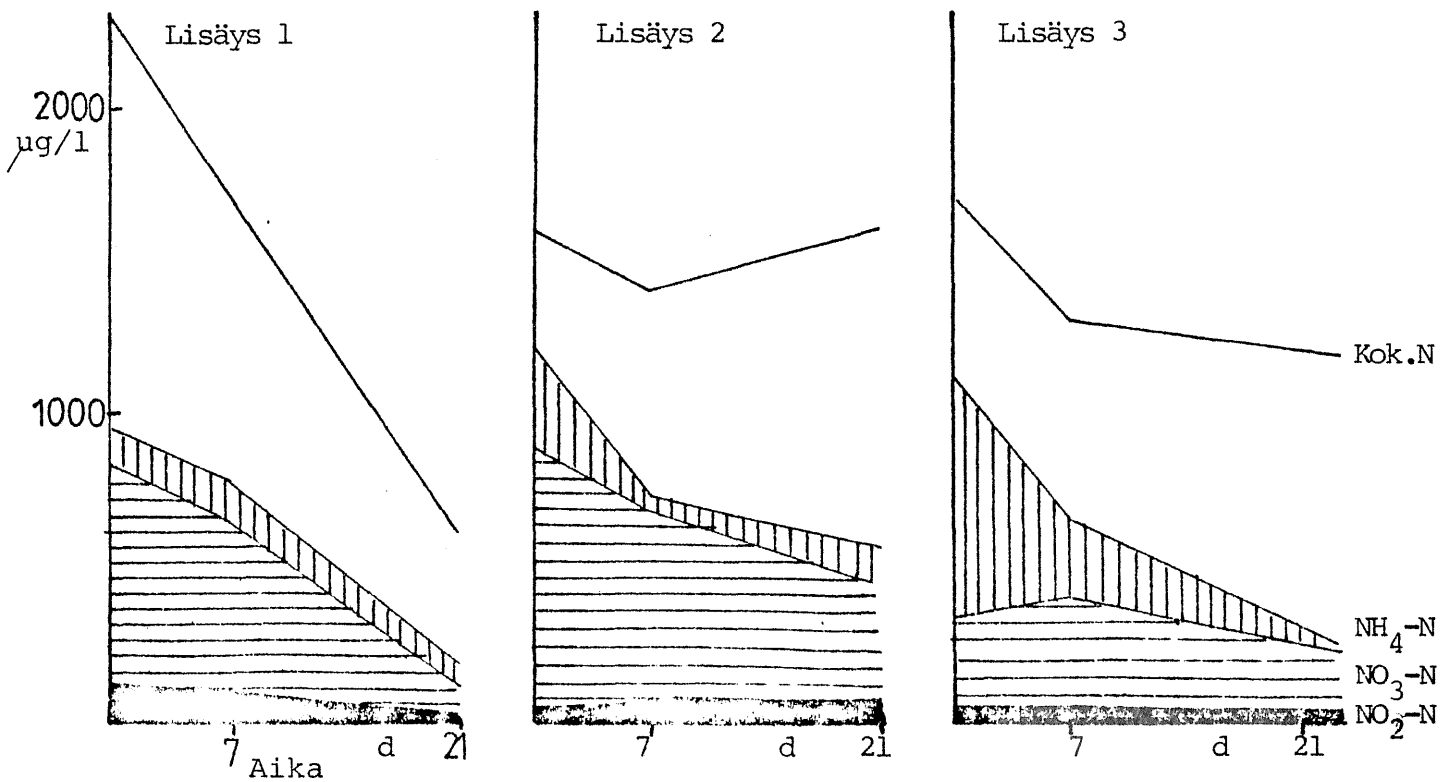
Kuva 23. Typen esiintymismuodot jätevesikokeessa altaassa I (kontrolli)



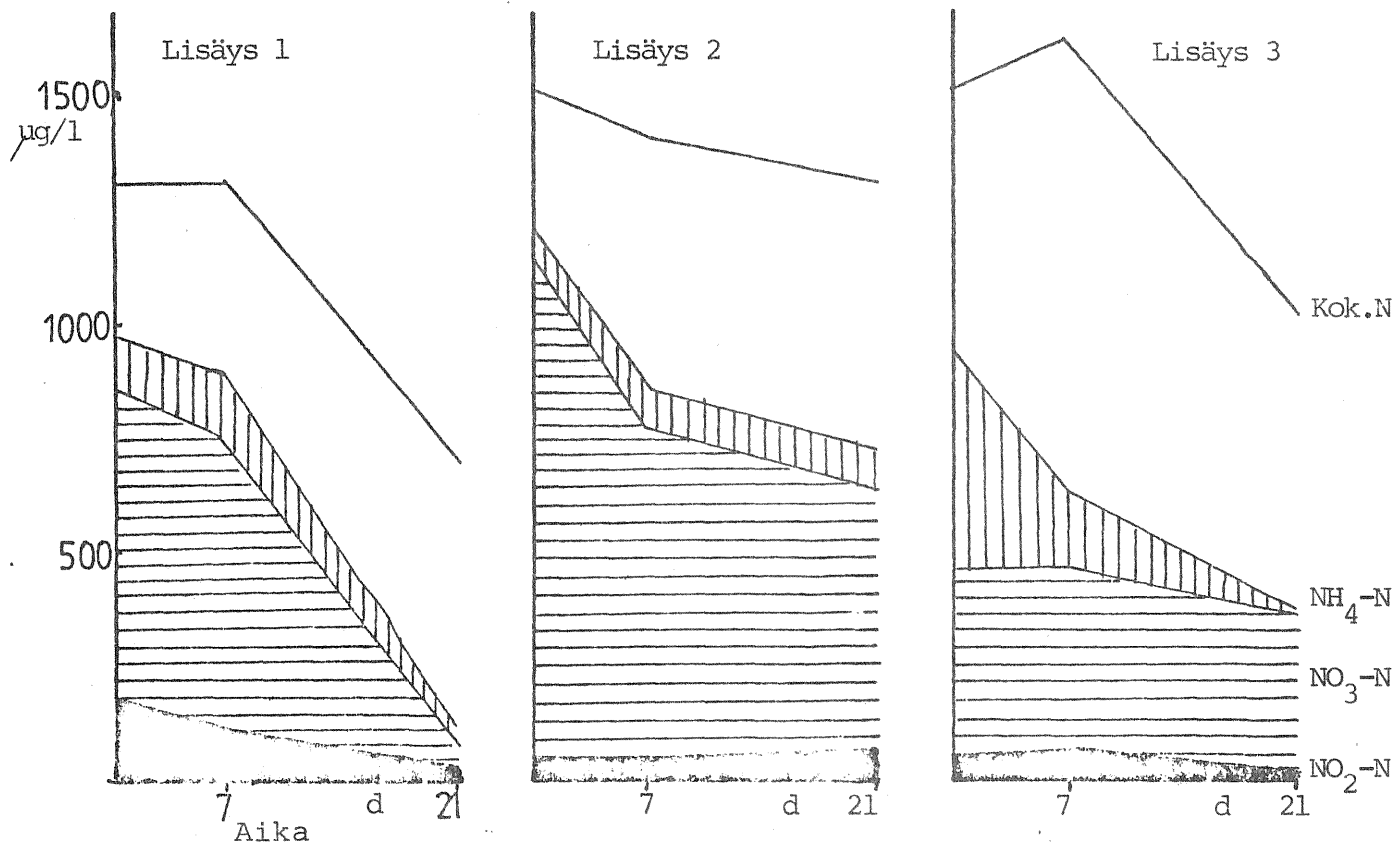
Kuva 24. Typen esiintymismuodot jätevesikokeessa altaassa II (P lisäys)



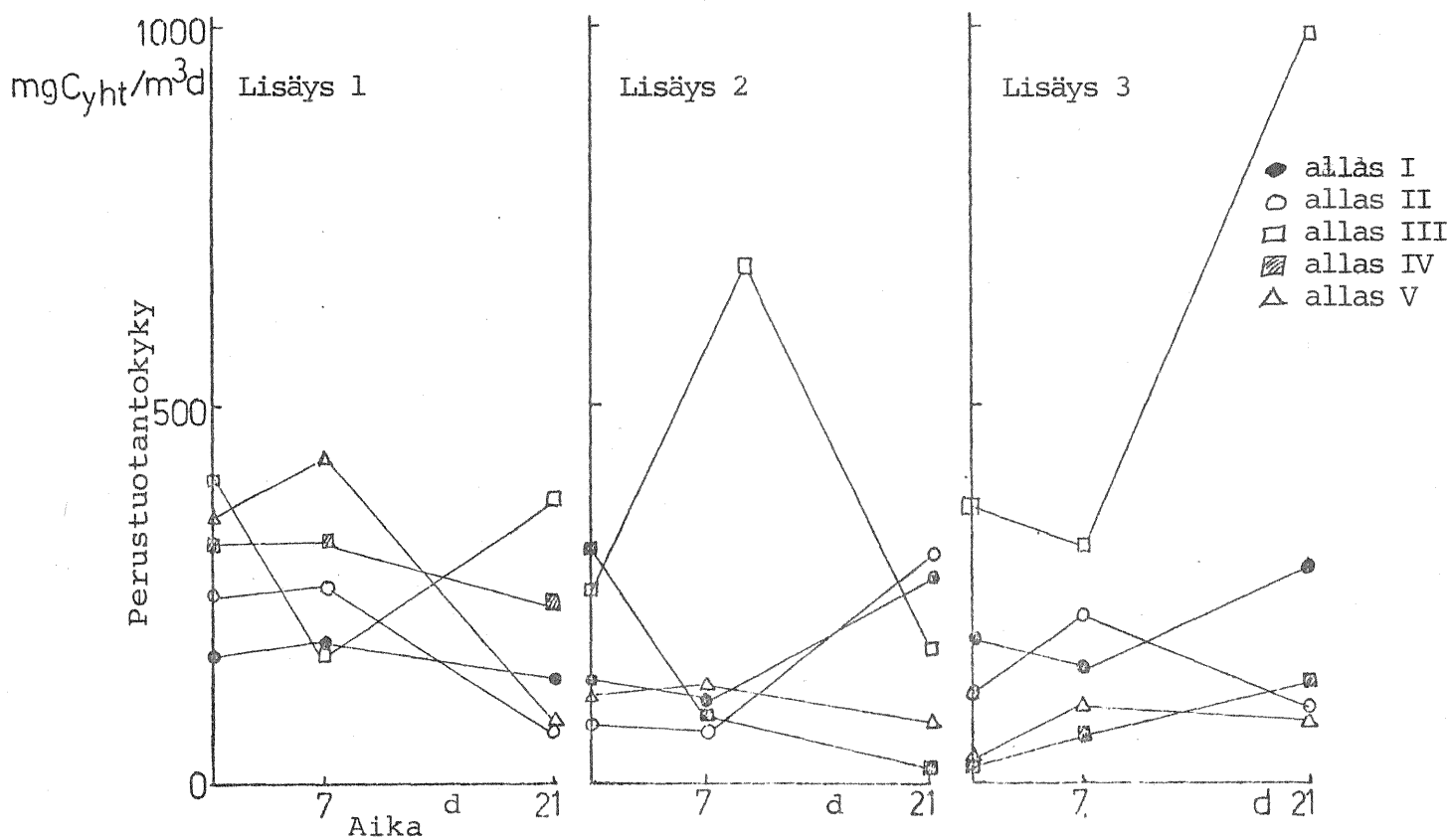
Kuva 25. Typen esiintymismuodot jätevesikokeessa altaassa III (Kariniemen jätevesi).



Kuva 26. Typen esiintymismuodot jätevesikokeessa altaassa IV (koepuhdistamon suodattamaton jätevesi).



Kuva 27. Typen esiintymismuodot jätevesikokeessa altaassa V (koepuhdistamon suodatettu jätevesi).



Kuva 28. Perustuotantokyky koealtaissa jätevesikokeen aikana.

Taulukko 6. Kokonaistypen ja -fosforin suhde N:P jätevesikokeen aikana.

Pvm	A l l a s						
	I	II	III	IV	V	0	10
Lisäys 1							
22.7.	29	7,0	19	8,8	4,0	15	15
29.7.	12	3,0	25	14	15	12	20
12.8.	10	3,3	12	8,5	8,1	7,4	9,0
Lisäys 2							
12.8.	10	1,9	15	16	20	7,4	9,0
19.8.	17	1,7	6,3	25	25	6,9	12
2.9.	25	3,8	28	25	27	8,4	2,8
Lisäys 3							
9.9.	16	1,7	16	10	20	10	
16.9.	20	2,7	26	15	33	12	12
30.9.	12	2,9	13	24	27	15	16

Taulukko 7. Epäorgaanisen typen ja fosforin suhde ( $N_m:P_{PO_4}$ ) jätevesikokeen aikana.

Pvm	A l l a s						
	I	II	III	IV	V	0	10
Lisäys 1							
22.7.	1,3	0,71	11	4,6	5,9	1,3	3,2
29.7.	2,5	0,20	21	15	27	0,78	1,0
12.8.	1,1	0,1	5,8	3,7	5,2	0,29	0,57
Lisäys 2							
12.8.	1,1	0,09	12	18	32	0,29	0,57
19.8.	2,5	0,10	12	22	31	0,61	0,29
2.9.	1,6	0,04	7,5	12	29	0,44	0,29
Lisäys 3							
9.9.	7,0	0,06	13	9,7	22	0,72	
16.9.	5,7	0,05	25	11	26	2,1	2,8
30.9.	0,86	0,06	19	11	31	3,2	3,2

Satama-altaan ja Enonselän havaintopaikan 10 ravinnepitoisuuksissa ei ollut suuria eroja. Typpipitoisuudet järvessä olivat hieman suurempia kuin kontrollialtaassa. Fosforipitoisuuksien ero oli selvempi. Kokonaisfosforitaso järvessä oli n. kaksinkertainen verrattuna kontrollialtaaseen ja myös  $PO_4$ -P -pitoisuus järvessä oli suurempi. Heinä-elokuussa epäorgaaninen typpi oli pääasiassa ammoniummuodossa, syyskuussa nitraattitypen osuus oli suurin. Nitriittityppeä ei ollut merkittävästi järvi-vedessä. Keskimääräinen typpi-fosfori-suhde oli satama-altaassa 11 ja Enonselällä 12. Epäorgaanisten ravinteiden suhde satama-altaassa oli 1,1 ja Enonselällä 1,5. Ravinnesuhteiden perusteella typpeä voitaneen pitää minimiravinteena.

#### 4.33 P e r u s t u o t a n t o

Perustuotantokyvyssä selvimmin poikkesi muista allas III (Kariniemen jätevesi), jonka keskimääräinen perustuotantokyky lisäyksen 2 jälkeen oli n. kolminkertainen ja lisäyksen 3 jälkeen n. viisinkertainen verrattuna muihin. Ensimmäinen lisäys kohotti tuotantoa kaikissa altaissa kontrollialtaaseen verrattuna. Sen sijaan kahden jälkimmäisen lisäyksen jälkeen perustuotantokyky altaissa II, IV ja V jäi pienemmäksi kuin kontrollialtaassa (kuva 28).

Suurimmat klorofylli a-pitoisuudet kokeen alussa olivat altaissa, joihin lisättiin koepuhdistamon jätevesiä. Lisäyksen 3 jälkeen altaan III (Kariniemen jätevesi) pitoisuus oli suurin. Keskimääräiset klorofylli a-pitoisuudet olivat suurimpia ensimmäisen lisäyksen jälkeen ja pienimpiä viimeisen lisäyksen, altaassa III päinvastoin (kuva 29).

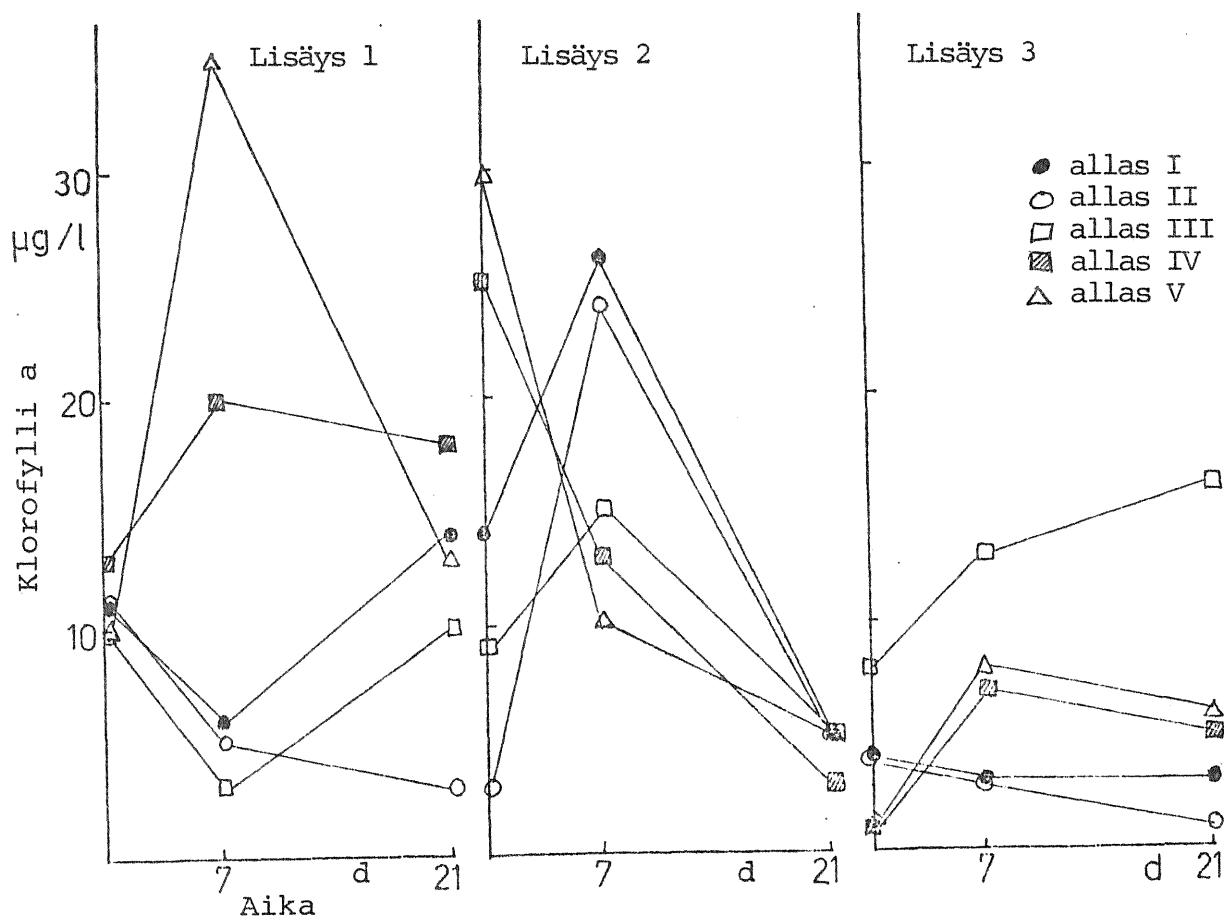
Koealtaiden muoviseinämissä kasvoi runsaasti kiinnittyviä leviä, pääasiassa viherleviä. Viimeisen lisäyksen jälkeen kasvaneiden perifyyttilevien klorofylli a:n määrä muovin yläreunassa mitattiin:

allas	$\mu g \text{ chl} a / dm^2$
I (kontrolli)	0,26
II (P lisäys)	0,38
III (Kariniemen jätevesi)	10,4
IV (Koepuhdistamon suodattamaton jätevesi)	15,5
V (Koepuhdistamon suodatettu jätevesi)	12,7

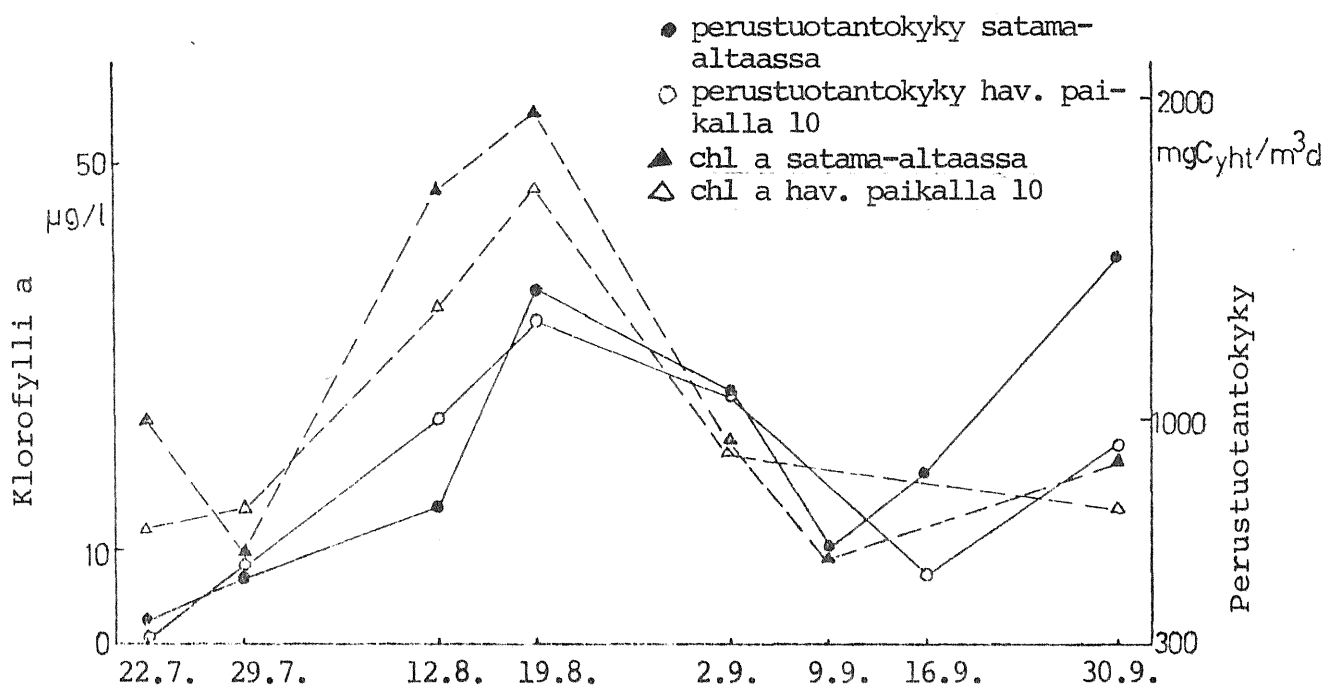
Perustuotantokyky satama-altaassa ja Enonselällä oli lähes aina suurempi kuin koealtaissa. Sekä perustuotanto että klorofylli a-pitoisuus olivat suurimmillaan elokuun puolivälissä. Toinen tuotantokuippu oli syyskuun lopulla (kuva 30).

#### 4.34 p H j a n ä k ö s y v y y s

Kontrolli- (I) ja fosforialtaassa (II) pH pysyi lähes samana koko tutkimusjakson ajan vaihdellen altaassa I välillä 6,7 -



Kuva 29. Klorofylli a-pitoisuus koealtaissa jätevesikokeen aikana.



Kuva 30. Perustuotantokyvyn ja klorofylli a-pitoisuuden vaihtelu satama-altaassa ja havaintopaikalla 10.

7,7 ja altaassa II välillä 6,7 - 7,6. Jätevesialtaissa III, IV ja V pH:n vaihtelut olivat suurempia, altaassa III 6,8 - 8,6, altaassa IV 7,0 - 9,1 ja altaassa V 7,0 - 9,1. pH:n nousu liittyi yleensä tuotantohuippuihin. Satama-altaan pH pysyi kokeen ajan lähes vakiona (6,6 - 6,8). Enonselällä veden pH-arvo oli hieman korkeampi kuin satama-altaassa vaihdellen välillä 7,0 - 8,1.

Näkösyvyys altaissa oli koko kokeen ajan yli 2,5 m (= altaiden syvyys), lukuunottamatta kokeen aloituskertaa, jolloin se vaihteli altaasta riippuen 0,3 - 1,7 m. Sen sijaan satama-altaassa näkösyvyys oli selvästi pienempi, pienimmillään elokuun puolivälissä 0,1 m. Ilmeisesti turbulenssin puute altaissa mahdollisti tehokkaamman sedimentaation ja altaiden kirkastumisen.

#### 4.35 L e v ä t e s t i t

Jätevesikokeen aikana ei Selenastrum capricornutum-levällä tehdyissä levätesteissä kumpikaan, typpi tai fosfori, saanut yksinään aikaan merkittävää kasvun lisäystä kontrollialtaassa. Altaassa II, johon lisättiin fosforia, oli luonnollisesti typpi rajoittava tekijä myös levätestien perusteella. Jätevesialtaissa tilanne vaihteli melkoisesti näytteenottokerrasta toiseen. Altaassa III, johon lisättiin Kariniemen puhdistamon jätevetä, fosfori rajoitti kokeen alussa leväkasvua. Kolmen viikon kuluttua kokeen aloituksesta tilanne oli muuttunut siten, että vain lisäämällä sekä typpeä että fosforia, saatiin aikaan merkittävä kasvun lisäys. Tämä tilanne säilyi kokeen loppuun saakka. Altaiden IV ja V (koepuhdistamon jätevedet) vesillä tehdyissä levätesteissä saatiin fosfori- ja typpilisäyksillä aikaan suhteellisen pieni kasvun lisäys. Altaassa IV typpi näytti hieman vahvemmin rajoittavan kasvua, altaassa V taas fosfori (taulukko 8).

Ensimmäiset levätestit tehtiin viikon kuluttua kokeen aloituksesta. Tällöin altaiden I (kontrolli), II (P lisäys) ja III (Kariniemen puhdistamon jätevesi) levätuotantopotentiaali oli suunnilleen sama, kun taas altaissa IV ja V (koepuhdistamon jätevedet) se oli 15-kertainen edellisiin verrattuna (kuva 31). Kontrolli- ja fosforilisäysaltaissa AGP pysyi lähes samana koko kokeen ajan, mutta altaassa III (Kariniemen jätevesi) lisäykset 2 ja 3 kohottivat sen moninkertaiseksi. Altaissa, joihin lisättiin koepuhdistamon jätevesiä, havaittiin suurimmat AGP-arvot aina viikon kuluttua lisäyksestä.

#### 4.36 S i n i l e v ä b i o m a s s a      j a      t y p e n s i d o n t a

Sinilevien biomassa koealtaissa oli pienempi kuin satama-altaassa ja Enonselällä. Altaiden välillä ei ollut suuria eroja, lukuunottamatta allasta III (Kariniemen jätevesi), jonka sini-leväbiomassa oli selvästi suurempi kuin muissa altaissa välittömästi ennen ja jälkeen lisäyksen 2 (kuva 32).

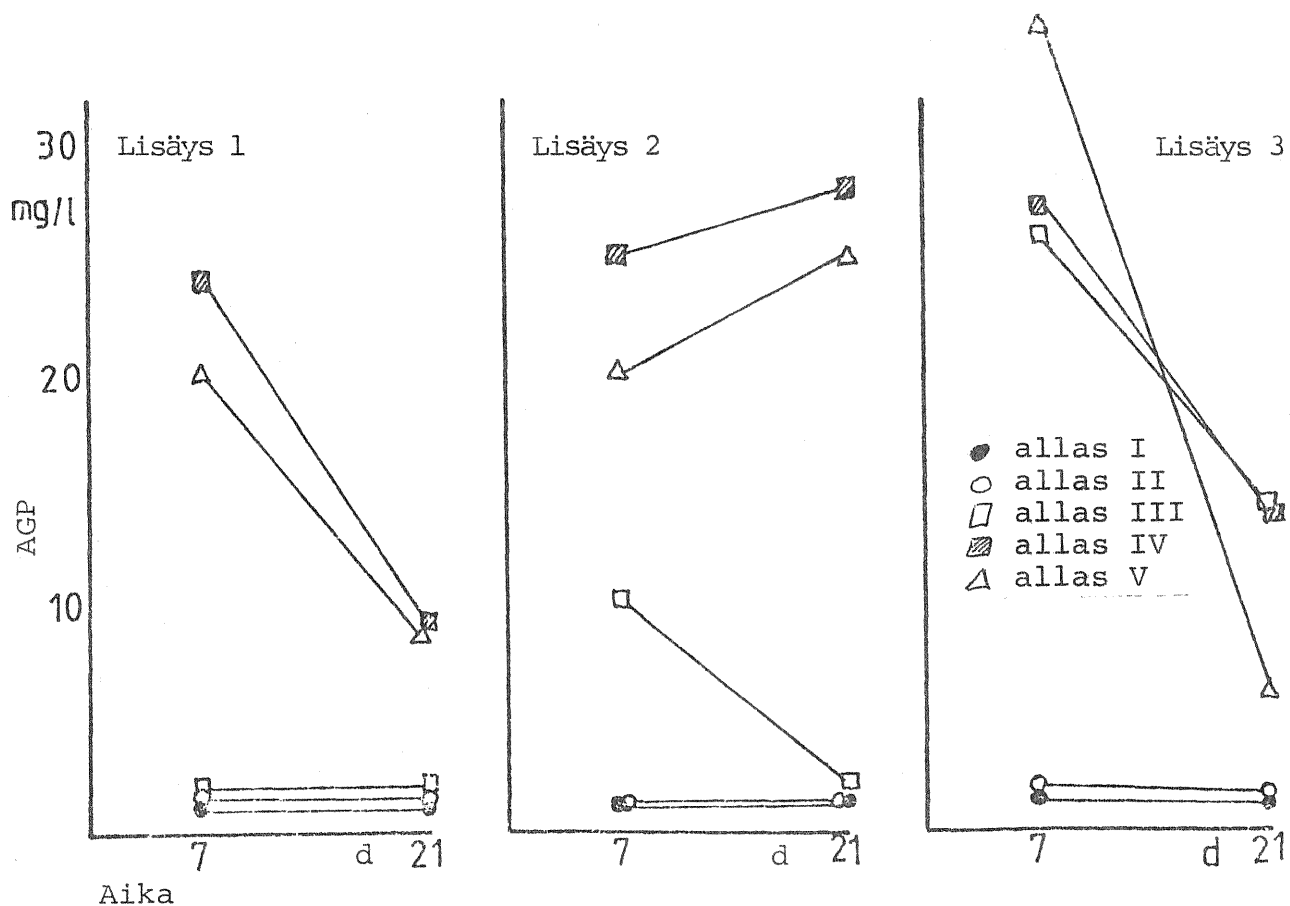
Heterokystillisten sinilevien osuus kokonaissinileväbiomassasta oli keskimäärin alle 10 %, paitsi heti lisäyksen 3 jälkeen, jolloin heterokystilliset levät dominoivat koealtaissa.



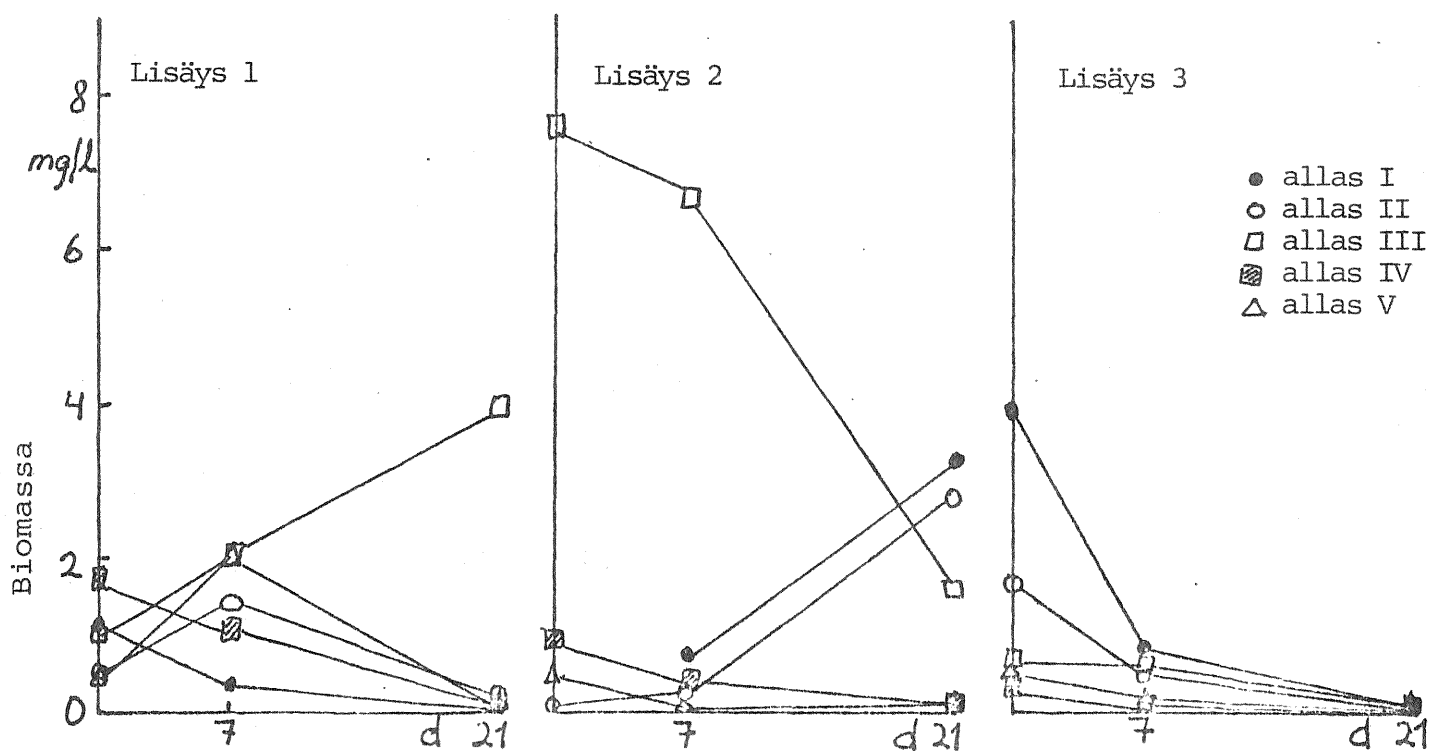
Taulukko 8. *Selenastrum capricornutum*-levän kasvu eri ravinnelisiäyksillä koealtaiden vedessä jätevesikokeen aikana. Jätevesilisäykset tehtiin 22.7., 12.8. ja 9.9.

Allas	Pvm	Biomassa (mg/l)				Rajoittava tekijä
		-	P-lisäys	N-lisäys	P+N lisäys	
Allas I	29.7.	1,40	1,69	4,87	8,56	N, P
	12.8.	0,75	1,57	0,67	8,42	P, N
	19.8.	1,47	1,67	2,83	6,87	N, P
	2.9.	1,34	1,47	2,32	8,56	N, P
	16.9.	1,07	2,00	1,37	8,56	P, N
	30.9.	1,23	1,70	2,57	8,43	N, P
Allas II	29.7.	1,75	1,76	8,23	7,93	N
	12.8.*	1,31	1,30	7,73	8,03	N
	19.8.	1,28	1,27	7,62	8,39	N
	2.9.	1,47	1,28	7,26	8,44	N
	16.9.	1,63	1,52	8,06	8,47	N
	30.9.	1,43	1,37	7,66	8,12	N
Allas III	29.7.	1,56	10,37	1,70	16,56	P
	12.8.*	2,07	2,62	3,32	7,87	N, P
	19.8.	10,25	10,77	12,20	16,33	N, P
	2.9.	2,00	4,70	1,82	10,66	P, N
	16.9.	25,74	30,93	27,72	34,04	P, N
	30.9.	13,87	15,05	14,77	19,62	P, N
Allas IV	29.7.	24,06	25,03	27,25	28,23	N, P
	12.8.*	8,90	9,33	13,39	13,32	N
	19.8.	25,07	32,53	26,00	36,01	P, N
	2.9.	28,30	29,38	32,18	34,43	N, P
	16.9.	26,86	27,15	32,15	31,82	N
	30.9.	13,78	14,20	16,45	18,85	N
Allas V	29.7.	20,28	20,51	23,99	24,20	N
	12.8.	8,69	8,82	14,46	13,18	N
	19.8.	19,73	37,00	20,52	47,99	P, N
	2.9.	24,73	31,61	25,87	35,92	P
	16.9.	34,89	47,10	21,96	30,89	P
	30.9.	5,84	17,86	6,25	20,66	P

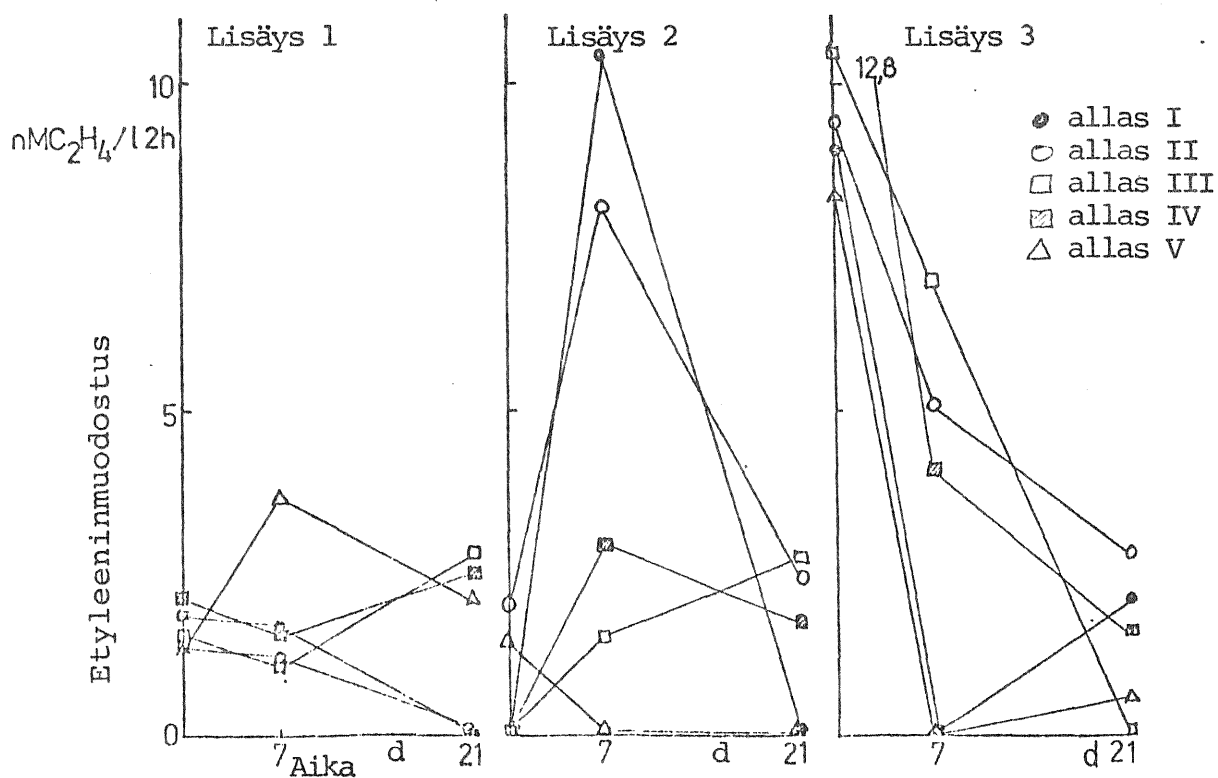
\* Näyte otettu ennen kemikaali- tai jätevesilisäystä



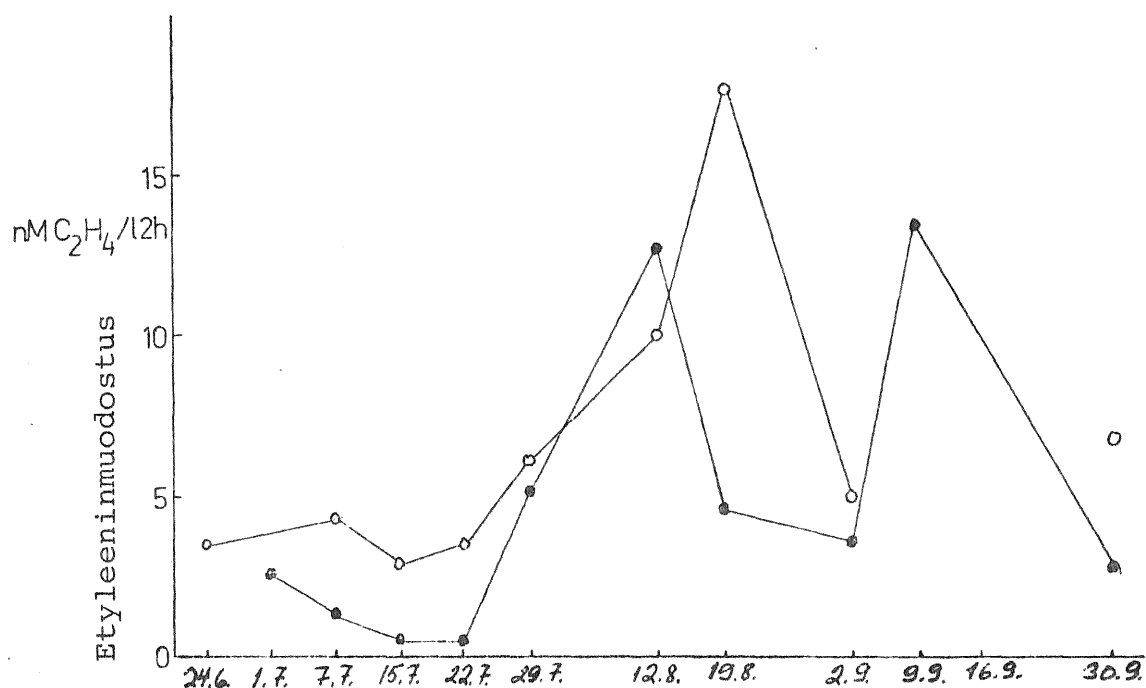
Kuva 31. Levätuotantopotentiaali (AGP) koealtaissa jätevesikokeen aikana.



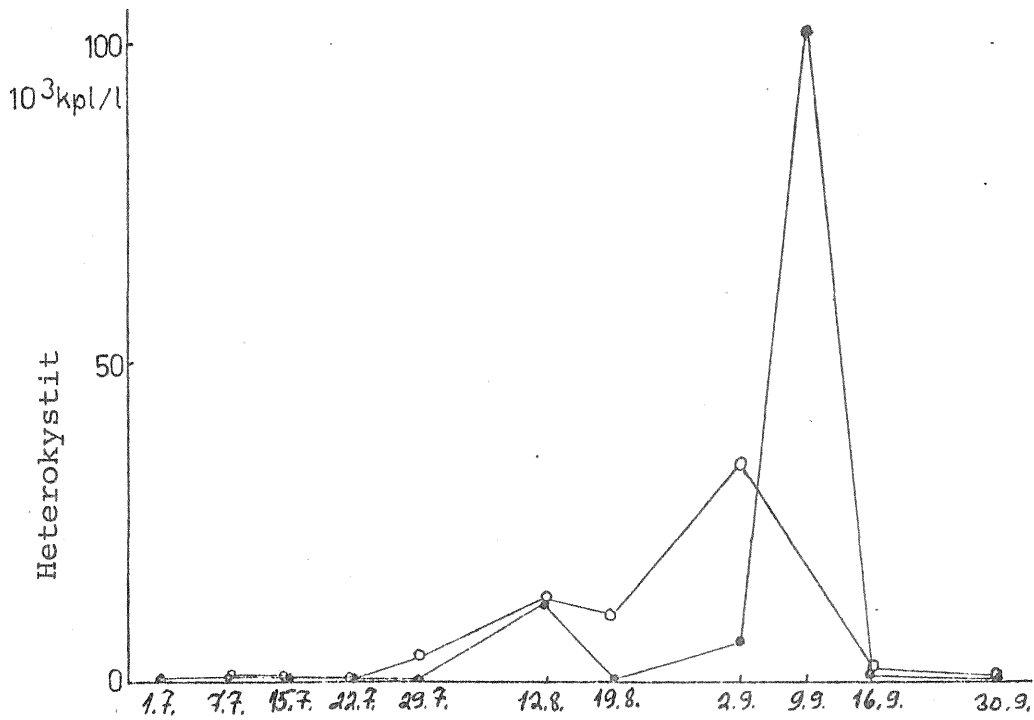
Kuva 32. Sinileväbiomassan vaihtelu koealtaissa jätevesikokeen aikana.



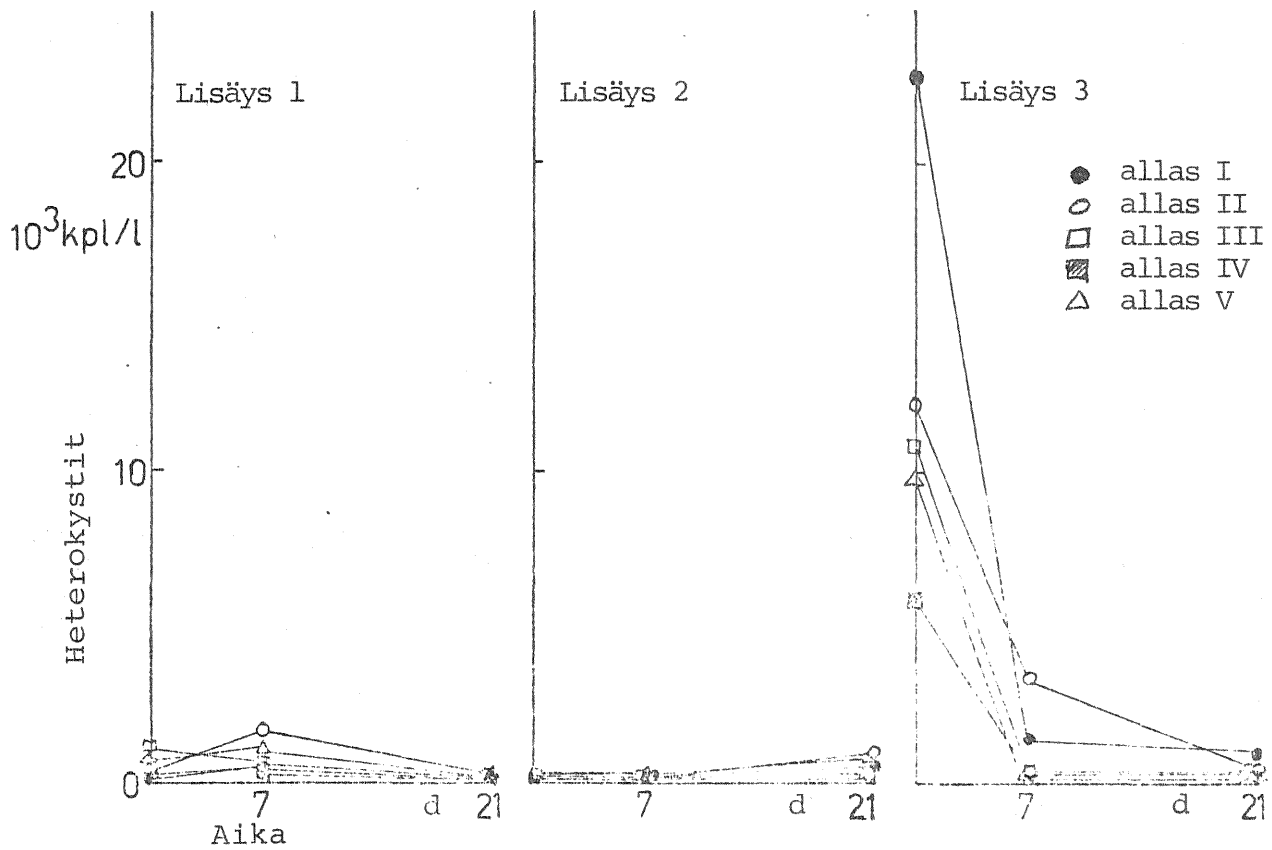
Kuva 33. Etyleeninmuodostuksen vaihtelu koealtaissa 0-2 m syvyydessä jätevesikokeen aikana.



Kuva 34. Etyleeninmuodostuksen vaihtelu satama-altaassa (●) ja hav. paikalla 10 (○).



Kuva 35. Heterokystien lukumäärän vaihtelu satama-altaassa 0-2,5 m syvyydessä (●) ja havaintopaikalla 10 0-4 m syvyydessä (○).



Kuva 36. Heterokystien lukumäärä koealtaissa jätevesikokeen aikana.

Yleisimmät typensitojalevät olivat Aphanizomenon flos-aquae ja Anabaena-lajit. Valtalaji oli Oscillatoria agardhii. Myös Lyngbya limnetica ja Microcystis-lajeja oli runsaasti.

Typensidontakykyä kuvaava etyleeninmuodostus veden pinnassa ja koko vesipatsaassa poikkesivat melko paljon toisistaan koealtaissa. Havaintopaikalla 10 pinnan ja 0 - 4 m vesikerroksen tulosten erot olivat pienempiä. Altaiden välillä ei ollut suuriakaan eroja (kuva 33). Etyleeninmuodostus satama-altaassa ja Enonselällä oli voimakkaampaa kuin koealtaissa. Altaiden asetyleeninpelkistyskyky kohosi huomattavasti viimeisen lisäyksen jälkeen, 9.9. Satama-altaassa oli kaksi typensidontahuippua, 12.8. ja 9.9., Enonselällä typensidontahuippu elokuussa oli viikkoa myöhemmin (kuva 34). Etyleeninmuodostuksen ollessa suurimmillaan altaissa sitoutui molekyyläristä typpeä n. 0,17 µg/l · 2h.

Heterokystien lukumäärä seurasi etyleeninmuodostuksen muutoksia (kuvat 35, 36). Eniten heterokystejä oli viimeisen lisäyksen jälkeen. Selviä eroja koealtaiden välillä ei ollut havaittavissa.

## 5 JOHTOPÄÄTÖKSET

### 5.1 TUTKIMUSMENETELMÄ

Tutkimuksen pääkohdetta, planktonbiokenoosia, olisi selvintä tutkia sen luontaisessa elinympäristössä, järvessä. Typpeä ei kuitenkaan poisteta laitosmittakaavassa millään puhdistamalla. Lisäksi tämän tutkimuksen vaatimaa vertailun mahdollisuutta eri ravinnesuhteiden välillä olisi hyvin vaikea järjestää vesistömittakaavaisessa tutkimuksessa. Jonkinlaisien, keinotekoisesti rajattujen säiliöiden käyttö lieene näissä oloissa paras vaihtoehto sekä biokenoosin että siihen olennaisesti liittyvän typensidonnan tutkimuksessa.

Tutkimuksessa käytetyt säiliöt eivät täyttäneet läheskään kaikkia niiltä edellytetyjä ominaisuuksia. Ilmeinen turbulenssin puute aikaansai melko nopean sedimentoitumisen ja säiliön karuuntumisen, mikä ilmeni jo paljain silmin havaittavana veden kirkastumisena. Rihmamaiset ja kiinnitarttuvat levät toisaalta viihtyivät hyvin säiliöiden muovikelmulla, ja muodostivat tutkimattoman osan altaan ekosysteemissä. Viimeisessä kokeessa tosin yritettiin klorofyllin mittauksella saada selvyyttä myös pintojen tuotannosta. Kaikessa tapauksessa seinämiltä irronneet leväkimput lisäsivät tulosten hajontaa vesi- ja planktonanalyysissä.

Luonnonmukaisen, korkean bioaktiivisuuden omaavan pohjasedimentin puute oli ehkä suurin "kysymysmerkki" jos tuloksia yritetään yleistää järviin. Toisaalta tuotantotapahtumia on ilman muuta helpompi analysoida ilman "vanhojen" ravinteiden mobilisoitumisen mahdollisuutta.

Tutkimusmenetelmään olennaisena liittynyttä koepuhdistamoa ei

saatu toimimaan riittävän luotettavasti mm. pumppuvikojen vuoksi. Näin kokeisiin ei voitu käyttää ennalta suunniteltua, korkea-asteisen typenpoiston läpikäynyttä jätevettä. Typpi-fosfori suhdetta muutettiin viimeisellä lisäyskerralla (3.) lisäämällä jätevedeen epäorgaanista fosforia ja vähentämällä jätevesimäärää jolloin typpimäärä luonnollisesti pieneni. Näin ravinnesuhteet saatiin lähemmäksi typpeä runsaasti poistavan laitoksen arvoja, mutta menettely ei tietenkään vastaa typenpoistoa.

## 5.2 TUTKIMUSTULOKSET

Esikokeen epäorgaanisilla typpi- ja fosforilisäyksillä saatiin melko odotettuja, kirjallisuuden kanssa samansuuntaisia tuloksia. Rehevänkään vesistön vesi ei yleensä sisällä niin suuria ravinnemääriä, että yksipuolinen typpi- tai fosforilisäys nostaisi tuotantoa kovinkaan paljoa. Koe osoitti myös typensidontan ja runsaan fosfaattipitoisuuden yhteyden ja epäorgaanisen typen inhiboivan vaikutuksen typensidontaan.

Jätevesillä tehdyt kokeet osoittivat, että jätevesien suoraa, rehevöittävää vaikutusta on hyvin vaikea arvioida typpi- ja fosforipitoisuuksien mukaan. Jätevesien rehevöittävät vaikutukset perustuvat huomattavasti monimutkaisempiin tapahtumiin. Inhibitio, heterotrofinen tuotanto ja lajisukkersio lienevät tärkeimpiä tulkintaa vaikeuttavia ilmiöitä. AGP-testi Selenastrum capricornutum -viherlevällä autoklavoidusta näytevedestä antoikin aivan toisenlaisen kuvan jätevesilisäysten rehevöittävästä vaikutuksesta kuin todellinen kehitys koealtaissa.

## 6 T I I V I S T E L M Ä

Asumajätevesien typenpoiston vaikutusta vastaanottavan vesistön vesiekosysteemiin tutkittiin vesistöön sijoitetuissa koealtaissa Hollolan Vesijärvellä vuonna 1981. Altaiden vesitilavuus oli noin 2,5 m<sup>3</sup>. Ne sijoitettiin Kariniemen satama-altaaseen ja täytettiin Vesijärven pintavedellä.

Esikokeessa lisättiin koealtaisiin typpi- ja fosforiravinteita, varsinaisessa kokeessa erityyppisiä jätevesiä ja polyfosfaattia kolme kertaa. Lisätyt jätevesityypit olivat 1) Kariniemen puhdistamon jätevesi (85 % biologis-kemiallisesti käsiteltyä jätevettä + 15 % esiselkeytettyä jätevettä), 2) biologisella nitrifikaatio-denitrifikaatiomenetelmällä typpeä ja rinnakkaissaostuksella fosforia poistavan koe-puhdistamon jätevesi sekä 3) hiekkasuodattimella pikasuodattettu koepuhdistamon jätevesi. Koepuhdistamo ja hiekkasuodatin saatiin vesihallituksen teknillisestä tutkimustoimistosta.

Koealtaista otettiin kokoomanäytteet koko vesipatsaasta esikokeessa 1, 2 ja 3 viikon kuluttua lisäyksestä ja varsinaisessa kokeessa heti lisäyksen jälkeen sekä 1 ja 3 viikon

kuluttua lisäyksestä ja varsinaisessa kokeessa heti lisäyksen jälkeen sekä 1 ja 3 viikon kuluttua. Koealtaiden lisäksi näytteitä otettiin satama-altaasta ja Vesijärven Enonselän syvänteestä. Näytteistä määritettiin pH, alkaliteetti, COD<sub>Mn</sub>, sähkönjohtavuus, kok.P, PO<sub>4</sub>-P, kok.N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, klorofylli a, perustuotantokyky, sinileväbiomassa, heterokystien lukumäärä, molekuläärisen typen sidonta sekä minimiravinne ja AGP levätestein. Havaintopaikalla mitattiin lisäksi näkösyvyys, lämpötila ja valaistus.

Kemikaalilisäyksillä tehdyssä esikokeessa saatiin aikaan huomattava tuotannon nousu vain lisäämällä sekä fosforia että typpeä. Koko esikokeen ajan oli valtalajina kaikissa säiliöissä Oscillatoria agardhii. Typen sidontaan kykenevien sinilevien määrä kasvoi kokeen aikana kontrollialtaassa sekä erityisesti fosforilisäyksen saaneessa altaassa, jossa myös typensidontaa osoittava etyleeninmuodostus oli voimakainta. Sen sijaan typensidonta heikkeni selvästi säiliössä, johon oli lisätty typpeä.

Koepuhdistamon typenpoistoprosessia ei saatu toimimaan tyydyttävällä tavalla. Sekä suodatetun että suodattamattoman koepuhdistamon veden kokonaistyyppipitoisuus oli aina korkeampi kuin Kariniemen jäteveden. Lisäksi koepuhdistamon jätevesien ravinnesuhteet vaihtelivat huomattavasti. Kolmannella lisäyskerralla koepuhdistamon suodatettuun jäteveeseen lisättiin epäorgaanista fosforia, jotta typpi-fosfori -suhde saatiin alhaiseksi.

Jätevesikokeissa ei saatu esiin ravinnepitoisuuksien edellyttämää tuotannon nousua. Sekä perustuotantokyky että klorofylli a-pitoisuus olivat lähes aina suurempia satama-altaassa ja Enonselällä kuin koealtaissa. Ajoittain kontrollialtaankin tuotanto ylitti jätevesialtaiden tason huolimatta lähes kertaluokkaa pienemmästä fosfori- ja typpipitoisuudesta. Myös sinilevien biomassat ja etyleenin muodostus koealtaissa olivat pienempiä kuin satama-altaassa ja Enonselällä. Valtalaji oli Oscillatoria agardhii. Koeallas, johon oli lisätty Kariniemen jätevetä, oli selvästi rehevin. Se, että tuotanto kaikissa altaissa jäi vähäiseksi, johtunee useistakin syistä. Turbulenssin puute sai aikaan nopean sedimentoitumisen ja säiliön karuuntumisen. Myös jätevesien inhibitiolla oli ilmeinen vaikutus tuotantoon altaissa.

## K I R J A L L I S U U S

- Burris, R.H. 1972. Measurements of biological N fixation with <sup>15</sup>N<sub>2</sub> and acetylene. Y.I. Sorokin & H. Kadota (ed.): Techniques for the assessment of microbial production and decomposition in fresh waters. IBP handbook 23: 3-14. Oxford.
- Finni, T. 1979. Vesijärven kasviplanktontutkimukset vuosina 1960-1977. Selvitys Lahden kaupungille. 74 s.

- Kanninen, J., Kauppi, L. & Yrjänä, E.-R. 1982. The role of nitrogen as a growth limiting factor in the eutrophic Lake Vesijärvi, southern Finland. *Hydrobiologia* 86: 81-85.
- Keto, J. 1980. Jätevesijärvestä Vesijärveksi. Päijät-Hämeen tutkimusseuran vuosikirja 1980: 40-69. Lahti.
- Keto, J. 1982. The recovery of L. Vesijärvi following sewage diversion. *Hydrobiologia* 86: 195-199.
- Latvala, A. 1980. Pikasuodatus jätevedenpuhdistuksen tehostajana. Vesihallinnon diplomi-insinöörit ry. vuosikirja 1980: 79-83.
- Leonardson, L. & Bengtsson, L. 1978. Effects of sewage diversion in Lake Södra Bergundasjön. II. Phytoplankton changes and the role of nitrogen fixation. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 20: 2701-2707.
- Malin, V. & Mäkinen, I. 1979. Julkisen valvonnan alaisten vesitutkimuslaitosten käyttämät biologiset, fysikaaliset, kemialliset ja mikrobiologiset analyysimenetelmät 1.1.1975-31.12.1977. Vesihallitus, vesientutkimuslaitos. Moniste.
- Naulapää, A. 1972. Eräiden Suomessa esiintyvien planktereiden tilavuuksia. Vesihallituksen tiedotus 40. 47 s. Helsinki.
- Ryding, S.-O. 1975. Interkalibrering av mätmetoder för bestämning av klorofyll a. Nordforsk miljövårdssekretariatet, publikation 1975: 5.
- Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262.
- Suomen Standardisoimisliitto 1981. Veden alkaliteetin ja asiditeetin määrittäminen. Potentiometrinen titraus. SFS 3005.
- Valve, M. 1981. Ravinteiden poisto biologisessa puhdistuksessa. Väliraportti 2. Vesihallituksen monistesarja 1981: 52. 88 s. Helsinki.
- Vesihallitus 1982. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Vesihallituksen tiedotuksia (käsikirjoitus).
- Vuorio, H. 1977. Planktisten syanobakteerien molekulaarisen tyypin sidonta Helsingin merialueella vuonna 1974. Helsingin kaupungin rakennusvirasto, vesilaboratorion tiedonantoja 1, 1977. 58 s. Helsinki.
- Vuorio, H., Rinne, I. & Sundman, V. 1978. Nitrogen fixation of planctonic blue-green algae in the Helsinki Sea area determined as acetylene reduction. *Aqua Fennica* 8: 47-57.





